

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Ala KIRJANOVA

BITINIŲ NUOTEKŲ INDIVIDUALAUS VALYMO TECHNOLOGIJOS TYRIMAI IR SUKŪRIMAS

DAKTARO DISERTACIJA

TECHNOLOGIJOS MOKSLAI,
APLINKOS INŽINERIJA (04T)



Vilnius LEIDYKLA
TECHNIKA 2014

Disertacija rengta 2010–2014 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Vadovas

doc. dr. Mindaugas RIMEIKA (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T).

Vilniaus Gedimino technikos universiteto Aplinkos inžinerijos mokslo krypties disertacijos gynimo taryba:

Pirmininkas

doc. dr. Edita BALTRĖNAITĖ (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T).

Nariai:

prof. dr. Jūratė KUMPIENĖ (Lulea technologijos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T),

dr. Eglė MARČIULAITIENĖ (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T),

dr. Viktoras RAČYS (Kauno technologijos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T),

doc. dr. Dainius PALIULIS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T).

Disertacija bus ginama viešame Aplinkos inžinerijos mokslo krypties disertacijos gynimo tarybos posėdyje **2015 m. sausio 26 d. 14 val.** Vilniaus Gedimino technikos universiteto senato posėdžių salėje.

Adresas: Saulėtekio al. 11, LT-10223 Vilnius, Lietuva.

Tel.: (8 5) 274 4956; faksas (8 5) 270 0112; el. paštas doktor@vgtu.lt

Pranešimai apie numatomą ginti disertaciją išsiųsti 2014 m. gruodžio 23 d.

Disertaciją galima peržiūrėti interneto svetainėje <http://dspace.vgtu.lt/> ir Vilniaus Gedimino technikos universiteto bibliotekoje (Saulėtekio al. 14, LT-10223 Vilnius, Lietuva).

VGTU leidyklos TECHNIKA 2307-M mokslo literatūros knyga

ISBN 978-609-457-755-0

© VGTU leidykla TECHNIKA, 2014

© Ala Kirjanova, 2014

ala.kirjanova@vgtu.lt

VILNIUS GEDIMINAS TECHNICAL UNIVERSITY

Ala KIRJANOVA

RESEARCH AND DESIGN OF INDIVIDUAL DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGY

DOCTORAL DISSERTATION

TECHNOLOGICAL SCIENCES,
ENVIRONMENTAL ENGINEERING (04T)



Vilnius LEIDYKLA TECHNICA 2014

Doctoral dissertation was prepared at Vilnius Gediminas Technical University in 2010–2014.

Supervisor

Assoc Prof Dr Mindaugas RIMEIKA (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T).

The Dissertation Defense Council of Scientific Field of Environmental Engineering of Vilnius Gediminas Technical University:

Chairman

Assoc Prof Dr Edita BALTRĖNAITĖ (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T).

Members:

Prof Dr Jūratė KUMPIENĖ (Lulea University of Technology, Environmental Engineering – 04T),

Dr Eglė MARČIULAITIENĖ (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T),

Dr Viktoras RAČYS (Kaunas University of Technology, Environmental Engineering – 04T),

Assoc Prof Dr Dainius PALIULIS (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T).

The dissertation will be defended at the public meeting of the Dissertation Defense Council of Environmental Engineering in the Senate Hall of Vilnius Gediminas Technical University at **2 p. m. on 26 January 2015**.

Address: Saulėtekio al. 11, LT-10223 Vilnius, Lithuania.
Tel.: +370 5 274 4956; fax +370 5 270 0112; e-mail: doktor@vgtu.lt

A notification on the intend defending of the dissertation was send on 23 December 2014.

A copy of the doctoral dissertation is available for review at the Internet website <http://dspace.vgtu.lt/> and at the Library of Vilnius Gediminas Technical University (Saulėtekio al. 14, LT-10223 Vilnius, Lithuania).

Reziumė

Disertacijoje nagrinėjamos įvairios technologijos, kurios gali būti taikomos individualiam buitinių nuotekų valymui. Pagrindinis disertacijos tikslas – sukurti aplinkai tausoti skirtą, ekonomišką, paprastai eksploatuojamą ir efektyvią individualaus buitinių nuotekų valymo technologiją.

Disertaciją sudaro įvadas, trys skyriai, bendrosios išvados ir rekomendacijos, naudotos literatūros ir autoriaus publikacijų disertacijos tema sąrašai, priedai.

Įvadiniam skyriuje aptariama tiriamoji problema ir darbo aktualumas, aprašomas tyrimų objektas, formuluojamas darbo tikslas ir uždaviniai, aprašoma tyrimų metodika, darbo mokslinis naujumas, darbo rezultatų praktinė reikšmė, pateikiami ginamieji teiginiai. Įvado pabaigoje pristatomos disertacijos tema autoriaus paskelbtos publikacijos ir pranešimai konferencijose, pateikiama disertacijos struktūra bei pareiškiamos padėkos.

Pirmasis skyrius skirtas mokslinės literatūros analizei. Jame pateikiama mažų nuotekų valymo įrenginių analizė bei alternatyvių technologijų, kurios gali būti taikomos individualiam buitinių nuotekų valymui, apžvalga. Skyriaus pabaigoje formuluojamos išvados ir tikslinami disertacijos uždaviniai.

Antrajame skyriuje pateikiamos laboratorinių ir lauko tyrimų metodikos: aprašomi bandomieji standai, juose naudoti užpildai, tyrimų eiga, atlikto statistinio duomenų apdorojimo metodai, pateikiamos į standus tiekėtų nuotekų charakteristikos. Galiausiai pateikiama sukurtos nuotekų valymo technologijos bandymų metodika.

Trečiajame skyriuje pateikiami įvairių užpildų, kurie gali būti naudojami individualiam buitinių nuotekų valymui, laboratorinių ir lauko bandymų rezultatai. Galiausiai paskutiniajame skyriaus poskyryje aprašoma šių bandymų pagrindu sukurta individualaus buitinių nuotekų valymo technologija ir pateikiami šios technologijos pagrindu suprojektuoto nuotekų valymo įrenginio bandymų rezultatai.

Disertacijos tema paskelbta 14 straipsnių: du – mokslo žurnaluose, įtrauktuose į ISI Web of Science duomenų bazę, du – mokslo žurnaluose, įtrauktuose į kitas duomenų bases, keturi – užsienio tarptautinių konferencijų medžiagose, šeši – respublikinių konferencijų medžiagose. Disertacijos tema perskaityti keturi pranešimai tarptautinėse ir šeši respublikinėse mokslinėse konferencijose.

Abstract

The dissertation examines various technologies that could be used for individual domestic wastewater treatment. The main aim of the thesis is to design an economical, user-friendly and effective technology for individual domestic wastewater treatment.

The dissertation consists of an introduction, three chapters, general conclusions and recommendations, references, a list of the author's publications and annexes.

The introduction discusses the research problem and topicality of the thesis, describes the research object, formulates the aim and objectives of the thesis, describes the research methodology, scientific novelty and practical value of the thesis, presents the defended propositions. In the end of the introduction the author's publications on the topic of the dissertation as well as the structure of the dissertation and acknowledgements are provided.

The first chapter is assigned for the review of scientific literature. The analysis of small-scale wastewater treatment units as well as the review of alternative technologies that could be used for individual domestic wastewater treatment are presented here. In the end of the chapter the conclusions are formulated and the objectives of the thesis are revised.

The second chapter provides the methodologies for the lab-scale and field-scale experiments: experimental set-ups, media used, course of the experiments, statistical analysis methods are described and composition of wastewater fed to the set-ups are presented. Finally the methodology for the designed wastewater treatment technology trials is provided.

The third chapter provides the results of the lab-scale and field-scale experiments on the suitability of various media for individual domestic wastewater treatment. The last section of the chapter describes the technology for individual domestic wastewater treatment which has been created with reference to the experiments mentioned above. It also presents the results of the trials of the wastewater treatment unit that was designed and fabricated on the grounds of the technology created.

Fourteen articles on the topic of the dissertation have been published: two in scientific journals referred in the ISI Web of Science database, two in scientific journals referred in other databases, four in foreign international conference proceedings, six in national conference proceedings. On the topic of the dissertation four presentations at international and six at national scientific conferences were given.

Žymėjimai

Simboliai

A_i – tūrinė apkrova i -uoju teršalu, g/m³/d;
 C_i – i -ojo teršalo koncentracija, mg/l;
 $C_{i,filtr}$ – i -ojo teršalo koncentracija į filtrą atitekančiose nuotekose, mg/l;
 $C_{i,išf}$ – i -ojo teršalo koncentracija iš filtro ištekančiose nuotekose, mg/l;
 E_i – i -ojo teršalo šalinimo efektyvumas, %;
 n – mėginių skaičius;
 q – hidraulinė paviršiaus apkrova, m³/m²/d;
 Q – debitas, m³/d;
 r – Pirsono koreliacijos koeficientas;
 r_s – Spirmeno ranginės koreliacijos koeficientas;
 T – temperatūra, °C;
 $\bar{x} \pm s_x$ – vidurkis \pm standartinis nuokrypis.

Santrumpos

AOA – amonį oksiduojančios archėjos;
AOB – amonį oksiduojančios bakterijos;
BDS_n – biocheminis deguonies suvartojimas per n parų;
ChDS – cheminis deguonies suvartojimas;
GE – gyventojų ekvivalentas;
N – azotas;
N-bendras – bendrasis azotas;
NH₄-N – amonio azotas;
N-kjeldalio – kjeldalio azotas;
NOB – nitritus oksiduojančios bakterijos;

N-org	– organinis azotas;
NO ₂ -N	– nitritų azotas;
NO ₃ -N	– nitratų azotas;
NVI	– nuotekų valymo įrenginys/įrenginiai;
O ₂	– ištirpęs deguonis;
P	– fosforas;
P-bendras	– bendrasis fosforas;
pH	– vandenilio jonų koncentracijos rodiklis;
P-org	– organinis fosforas;
PO ₄ -P	– ortofosfatų fosforas;
p-PO ₄ -P	– polifosfatų fosforas;
SM	– skendinčiosios medžiagos.

Sąvokos

Aeravimas – oro arba deguonies įleidimas į skystį.

Aerobinės sąlygos – būseną, kai yra ištirpusio deguonies.

Anaerobinės sąlygos – būseną, kai nėra nei ištirpusio deguonies, nei nitratų ar nitritų.

Anoksinės sąlygos – būseną, kai nėra ištirpusio deguonies, tačiau yra nitratų ar nitritų.

Autotrofinės bakterijos – tokios bakterijos, kurios iš paprastų aplinkoje esančių junginių gamina sudėtingus organinius junginius.

Biofiltras – bioplėvelinis reaktorius su laikmeniu, nufiltruojantis ir biologiškai skaidantis teršalus.

Bioplėvelė – mikroorganizmų sluoksnelis ar apaugos laikmens paviršiuje.

Bioplėvelinės technologijos – technologijos, kuriose nuotekas valo prie laikmens prikibusi bioplėvelė.

Buitinės nuotekos – nuotekos, kurios susidaro namų ūkyje naudojant vandenį.

Centralizuotas nuotekų tvarkymas – nuotekų iš aglomeracijos surinkimas, transportavimas ir valymas aglomeracijos nuotekų valymo įrenginiuose.

Decentralizuotas nuotekų tvarkymas – nuotekų iš individualių namų, jų grupių, pramonės įmonių ar kitų teritorijų surinkimas ir valymas netoli jų susidarymo vietos.

Denitrifikacija – bakterinis nitritų ir nitratų redukavimas, daugiausia į dujinį azotą.

Denitrifikuojančios bakterijos – bakterijos, vykdančios denitrifikaciją.

Heterotrofinės bakterijos – tokios bakterijos, kurios savo mitybai naudoja aplinkoje esančią organinę anglį.

Individualus nuotekų tvarkymas – vieno namo (iki 10 GE) nuotekų tvarkymas.

Inokuliacija – reikalingų mikroorganizmų įleidimas į reaktorių biologiniam nuotekų valymui pradėti.

Laikmuo – medžiaga, ant kurios auga biologinė plėvelė.

Laistomasis filtras – bioplėvelinis reaktorius, per kurio nejudamą laikmenį teka nuotekos.

Natūralus oro tiekimas – oro tiekimas per specialiai padarytas ar kitas įrenginyje esančias angas, nenaudojant aeratorių ar kitų priverstinio aeravimo būdų.

Nitrifikacija – bakterinis amonio druskų oksidavimas, paprastai iki nitratų.

Nitrifikuojančios bakterijos – bakterijos, vykdančios nitrifikaciją.

Nitrifikuojantys laistomieji filtrai – laistomieji filtrai, skirti tretinei nitrifikacijai.

Nusodinimas – procesas, kurio metu nuotekų priemaišos atskiriamos svorio jėga.

Nusodintuvas – įrenginys nuotekų priemaišoms atskirti svorio jėga.

Nuotekų recirkuliacija – nuotekų grąžinimas į tam tikrą valyklos vietą panaudojant siurbį.

Pagrindinis nuotekų valymas - valymo grandis, kurioje nuotekos apdorojamos arba biologiškai, arba kitais to paties veiksmingumo būdais.

Pirminis nuotekų valymas – valymo grandis, kurioje iš nevalytų ar apvalytų nuotekų šalinamos skendinčiosios medžiagos arba plūdrenos.

Post-denitrifikacija – denitrifikacijos procesas, kai anoksinė zona įrengta po aerobinės zonos.

Pre-denitrifikacija – denitrifikacijos procesas, kai anoksinė zona įrengta prieš aerobinę zoną.

Septikas – anaerobinis mechaninio nuotekų valymo įrenginys, skirtas pirminiam nedidelių kiekių nuotekų valymui.

Sorbcija – fizikinis cheminis reiškinys, kai kieta medžiaga arba skystis sugeria dujas, garus ir ištirpintas medžiagas. Skiriamos šios sorbcijos rūšys: absorbcija, adsorbcija.

Sorbentas – kietasis kūnas ar skystis, sugeriantis (absorbuojantis, adsorbuojantis) įvairias medžiagas (garus, dujas, tirpale ištirpusias daleles).

Tretinė nitrifikacija – nitrifikacija, vykdoma po to, kai didžioji dalis organinių teršalų iš nuotekų buvo pašalinta.

Tretinis nuotekų valymas – tolesnis nuotekų užterštumo mažinimas, nepasiekiamas pirminio ir antrinio valymo grandyse.

Užpildas – medžiaga, per kurią filtruose prateka nuotekos.

Veikliojo dumblo sistemos – sistemos, kuriose nuotekos valomos sumaišant ir aeruojant nuotekų ir veikliojo dumblo mišinį.

Vienalaikis organinių medžiagų ir amonio šalinimas – organinių junginių šalinimo ir nitrifikacijos procesai, vykstantys tuo pačiu metu viename reaktoriuje.

Turinys

IVADAS	1
Problemos formulavimas.....	1
Darbo aktualumas.....	2
Tyrimų objektas.....	2
Darbo tikslas.....	2
Darbo uždaviniai	3
Tyrimų metodika	3
Darbo mokslinis naujumas	3
Darbo rezultatų praktinė reikšmė	4
Ginamieji teiginiai	4
Darbo rezultatų aprobavimas.....	4
Disertacijos struktūra.....	5
Padėka	6
 1. ALTERNATYVIOS BUITINIŲ NUOTEKŲ INDIVIDUALAUS VALYMO TECHNOLOGIJOS.....	 7
1.1. Maži nuotekų valymo įrenginiai.....	7
1.2. Biologinės filtracijos įrenginiai. Jų klasifikavimas.....	12
1.3. Laistomieji filtrai	13
1.3.1. Laistomųjų filtrų laikmenys.....	15
1.3.2. Oro tiekimas į laistomuosius filtrus	17
1.3.3. Nuotekų paskirstymas virš laistomojo filtro laikmens.....	17

1.3.4. Laistomojo filtro bioplėvelės biologinė įvairovė	17
1.3.5. Temperatūros įtaka teršalų šalinimui laistomajame filtre	19
1.3.6. Laistomųjų filtrų klasifikavimas	20
1.4. Denitrifikacijos procesas bioplėveliniuose reaktoriuose	24
1.5. Fosforo šalinimas naudojant užpildus	32
1.5.1. <i>Filtralite P</i> sorbentas fosforui šalinti	36
1.5.2. Medžiagų, turinčių savo sudėtyje geležies jonų, naudojimas fosforui šalinti	38
1.6. Tretinio nuotekų valymo, pagrįsto filtracija, įrenginiai. Juose naudojami užpildai	39
1.7. Pirmojo skyriaus išvados, disertacijos tikslo ir uždavinių formulavimas	42
2. BUITINIŲ NUOTEKŲ VALYMO TECHNOLOGIJŲ TYRIMŲ METODIKOS	45
2.1. Laistomųjų filtrų su akmens vatos laikmeniu laboratorinių tyrimų metodika	45
2.1.1. Bandomasis standas	46
2.1.2. Tiriami laikmenys	46
2.1.3. Tyrimų eiga	49
2.1.4. Tiekiamos nuotekos	50
2.1.5. Cheminės nuotekų analizės	50
2.2. Filtrų su geležies drožlių ir <i>Filtralite P</i> užpildu laboratorinių tyrimų metodika	51
2.2.1. Bandomasis standas	51
2.2.2. Tiriami užpildai	51
2.2.3. Tyrimų eiga	53
2.2.4. Tiekiamas fosfatų tirpalas	54
2.2.5. Cheminės nuotekų analizės	54
2.3. Pirminio, pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo bandymų lauko sąlygomis metodika	55
2.3.1. Bandomasis standas	55
2.3.2. Bandymų eiga	59
2.3.3. Tiriami užpildai	62
2.3.4. Tiekiamos nuotekos	67
2.3.5. Cheminės nuotekų analizės	67
2.4. Individualaus buitinių nuotekų valymo technologijos bandymų metodika	69
2.4.1. Bandymų eiga	70
2.4.2. Tiekiamos nuotekos	71
2.4.3. Cheminės nuotekų analizės	71
2.5. Statistinis duomenų apdorojimas	72
2.6. Antrojo skyriaus išvados	73
3. BUITINIŲ NUOTEKŲ VALYMO TECHNOLOGIJŲ TYRIMŲ REZULTATAI	75
3.1. Laistomųjų filtrų su akmens vatos laikmeniu laboratorinių tyrimų rezultatai	75
3.2. Filtrų su geležies drožlių ir <i>Filtralite P</i> užpildų laboratorinių tyrimų rezultatai	79
3.3. Pirminio, pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo bandymų lauko sąlygomis rezultatai	84
3.3.1. Septike vykstančių procesų analizė	84

3.3.2. Filtrų pagrindiniam nuotekų valymui su pirmuoju užpildu bandymų analizė.....	88
3.3.3. Filtrų pagrindiniam nuotekų valymui su antruoju ir trečiuoju užpildu bandymų analizė.....	93
3.3.4. Filtrų tretiniam nuotekų valymui bandymų analizė	107
3.4. Individualaus buitinių nuotekų valymo technologijos sukūrimas ir jos bandymų rezultatai	112
3.4.1. Sukurtos technologijos aprašymas ir šia technologija paremta nuotekų valymo įrenginio projektavimas	112
3.4.2. Sukurtos technologijos bandymų rezultatai	118
3.5. Trečiojo skyriaus išvados	126
BENDROSIOS IŠVADOS IR REKOMENDACIJOS	129
LITERATŪRA IR ŠALTINIAI.....	133
AUTORIAUS MOKSLINIŲ PUBLIKACIJŲ DISERTACIJOS TEMA SĄRAŠAS	147
SUMMARY IN ENGLISH.....	149
PRIEDAI*	165
A priedas. Lauko bandymų metu filtruose įrengtų užpildų tūriai ir į filtrus tiekiamų nuotekų charakteristikos	166
B priedas. Azoto ir fosforo junginių šalinimas septike.....	169
C priedas. Teršalų šalinimas filtruose pagrindiniam nuotekų valymui.....	170
D priedas. Teršalų šalinimas filtruose tretiniam nuotekų valymui	174
E priedas. Bendra autorių sutikimai teikti publikacijų medžiagą disertacijoje.....	177
F priedas. Autoriaus mokslinių publikacijų disertacijos tema kopijos	185

* Priedai pateikiami pridėtoje kompaktinėje plokštelėje.

Content

INTRODUCTION	1
Problem formulation.....	1
Relevance of the thesis	2
Research object.....	2
Aim of the thesis.....	2
Objectives of the thesis.....	3
Research methodology	3
Scientific novelty of the thesis	3
Practical value of the research findings	4
Defended statements.....	4
Approval of the research findings	4
Structure of the thesis	5
Acknowledgement.....	6
 1. ALTERNATIVE TECHNOLOGIES FOR INDIVIDUAL DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT	 7
1.1. Small-scale wastewater treatment units.....	7
1.2. Biological filtration units. Their classification	12
1.3. Trickling filters.....	13
1.3.1. Filter packings	15
1.3.2. Air feeding	17
1.3.3. Wastewater distribution	17

1.3.4. Biological diversity in trickling filter biofilm	17
1.3.5. Temperature impact on trickling filter performance	19
1.3.6. Classification of trickling filters	20
1.4. Denitrification process in biofilm reactors	24
1.5. Phosphorus removal by using phosphorus binding materials	32
1.5.1. <i>Filtralite P</i> sorbent for phosphorus removal	36
1.5.2. Phosphorus removal by using iron-rich materials	38
1.6. Filtration units for tertiary wastewater treatment. Filter media used	39
1.7. First chapter conclusions and formulation of dissertation tasks	42
 2. DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGIES RESEARCH METHODOLOGIES	 45
2.1. Methodology of the lab-scale research on trickling filters with stone wool packing	45
2.1.1. Experimental set-up	46
2.1.2. Packings tested	46
2.1.3. Course of the experiment	49
2.1.4. Wastewater fed	50
2.1.5. Chemical wastewater analysis	50
2.2. Methodology of the lab-scale research on filters with iron filings and <i>Filtralite P</i> sorbent	51
2.2.1. Experimental set-up	51
2.2.2. Filter media tested	51
2.2.3. Course of the experiment	53
2.2.4. Wastewater fed	54
2.2.5. Chemical wastewater analysis	54
2.3. Methodology of the field-scale research on primary, secondary and tertiary wastewater treatment	55
2.3.1. Experimental set-up	55
2.3.2. Filter media tested	59
2.3.3. Course of the experiment	62
2.3.4. Wastewater fed	67
2.3.5. Chemical wastewater analysis	67
2.4. Methodology of the pilot-scale research of the designed individual domestic wastewater treatment technology	69
2.4.1. Course of the experiment	70
2.4.2. Wastewater fed	71
2.4.3. Chemical wastewater analysis	71
2.5. Statistical analysis	72
2.6. Second chapter conclusions	73
 3. DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGIES EXPERIMENTAL RESULTS	 75
3.1. Results of the lab-scale research on trickling filters with stone wool packing	75

3.2. Results of the lab-scale research on filters with iron filings and <i>Filtralite P</i> sorbent.....	79
3.3. Results of the field-scale research on primary, secondary and tertiary wastewater treatment	84
3.3.1. Analysis of a septic tank performance	84
3.3.2. Analysis of secondary treatment filters' with the first filling performance	88
3.3.3. Analysis of secondary treatment filters' with the second and third fillings performance	93
3.3.4. Analysis of tertiary treatment filters' performance.....	107
3.4. Design of an individual domestic wastewater treatment technology and the analysis of its performance.....	112
3.4.1. Description of the created technology and the design of a technology-based wastewater treatment unit	112
3.4.2. Analysis of the designed technology's performance	118
3.5. Third chapter conclusions.....	126
GENERAL CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS	129
REFERENCES	133
LIST OF PUBLICATIONS BY THE AUTHOR ON THE TOPIC OF THE DISSERTATION	147
SUMMARY IN ENGLISH.....	149
ANNEXES*	165
Annex A. Volumes of filter filings and characteristics of wastewater fed to the filters during the field-scale research	166
Annex B. Nitrogen and phosphorus compound removal in the septic tank.....	169
Annex C. Pollutant removal in the filters for the secondary wastewater treatment....	170
Annex D. Pollutant removal in the filters for the tertiary wastewater treatment	174
Annex E. Co-authors' agreements to present publications	177
Annex F. Copies of the scientific publications by the author on the subject of the dissertation	185

* The annexes are supplied in the enclosed compact disk.

Išvadas

Problemos formulavimas

Pasaulyje naudojamas individualaus buitinių nuotekų valymo sistemas sąlyginai galima suskirstyti į natūraliąsias ir gamyklines. Abi šios sistemų rūšys turi tam tikrų trūkumų. Natūraliosios sistemos užima daug vietos ir nėra efektyvios šalinant iš nuotekų azoto ir fosforo junginius. Gamyklinių sistemų eksploatavimas dėl jose taikomų technologinių sprendimų yra brangus ir sudėtingas, todėl tokie įrenginiai nėra patrauklūs potencialiam vartotojui. Populiariausios gamykinės nuotekų valymo sistemos – veikliojo dumblo įrenginiai – yra jautrūs atitekančių nuotekų kiekio ir sudėties svyravimams. Oras, reikalingas biologiniam nuotekų valymui, į juos tiekiamas priverstinai, kas padidina jų eksploatavimo išlaidas. Jas taip pat didina ir didelis susidarančio perteklinio dumblo kiekis, kurį periodiškai reikia šalinti. Be to, dėl turimų mechaninių dalių ir proceso sudėtingumo tokie įrenginiai reikalauja reguliarios priežiūros.

Esamų individualaus nuotekų valymo sistemų trūkumai verčia ieškoti tobulesnių nuotekų valymo technologijų, kurios užtikrintų įstatymais reglamentuojamą valytų nuotekų kokybę, būtų „draugiškos“ aplinkai ir patrauklios potencialiam vartotojui, būtų kiek įmanoma pigesnės, kompaktiškesnės ir lengvai reguliuojamos bei reikalaujant minimalios priežiūros.

Darbo aktualumas

Daugelyje pasaulio šalių yra didelis skaičius namų ūkių, kurie nėra prijungti prie centralizuoto nuotekų tvarkymo sistemos. Ši problema yra ypač aktuali besivystančiose šalyse: čia centralizuoto vandens tiekimo ir nuotekų šalinimo paslaugų negauna 25 % miesto gyventojų ir net 82 % kaimo gyventojų (Massoud *et al.* 2009, Mbuligwe 2005). Išsivysčiusiose šalyse gyventojų, negaunančių centralizuoto nuotekų tvarkymo paslaugos yra žymiai daugiau, tačiau decentralizuotas nuotekų valymas vis tiek užima svarbią vietą nuotekų tvarkymo srityje. Pavyzdžiui, 2007 metų duomenimis JAV buvo 20 % namų ūkių, neprijungtų prie centralizuoto nuotekų tinklo (U.S. Environmental Protection Agency 2008). Centrinėje ir Rytų Europoje prie centralizuoto nuotekų tinklo dar nėra prijungta nuo 20 % (Čekijoje) iki 70 % (Rumunijoje) namų valdų (Sustainable Sanitation... 2007).

Didžioji dalis gyventojų, negaunančių centralizuoto nuotekų tvarkymo paslaugos, naudojami septikais ir išgriebimo duobėmis. Pavyzdžiui, Lietuvoje 2010 metais net 20 % Lietuvos gyventojų turėjo įsirengę išgriebimo duobes, 1,2 % turėjo įsirengę septikus, o individualius NVĮ turėjo tik 0,4 % gyventojų (Vandenių departamento... 2011). Taigi pasaulyje yra didelis skaičius gyventojų, kurie į gamtinę aplinką išleidžia netinkamos kokybės nuotekas. Išleidžiamos į vandens telkinius tokios nuotekos sukelia eutrofikacijos procesą, o infiltruojamos į gruntą, teršia gruntinius vandenius.

Siekiant apsaugoti aplinką, prie centralizuoto nuotekų tinklo neprijungtose gyvenamosiose valdose turi būti įrengti individualaus buitinių nuotekų valymo įrenginiai. Esami decentralizuoto nuotekų valymo būdai turi įvairių trūkumų, todėl šioje disertacijoje pasiūlyta alternatyvi individualaus buitinių nuotekų valymo technologija, kuri yra efektyvi, ekonomiškai ir paprastai eksploatuojama.

Tyrimų objektas

Darbo tyrimų objektas – nuotekų valymo technologija, skirta individualiam buitinių nuotekų valymui.

Darbo tikslas

Darbo tikslas – sukurti aplinkai tausoti skirtą, ekonomišką, paprastai eksploatuojamą ir efektyvią individualaus buitinių nuotekų valymo technologiją.

Darbo uždaviniai

Darbo tikslui pasiekti reikia išspręsti šiuos uždavinius:

1. Nustatyti optimalią nuotekų išbuvimą septike trukmę.
2. Ištirti akmens vatos užpildo panaudojimo nuotekų valymui galimybę.
3. Ištirti medžio drožlių užpildo panaudojimo post-denitrifikacijos procesui galimybę.
4. Ištirti geležies drožlių ir *Filtralite P* užpildų panaudojimo fosfatams iš nuotekų šalinti galimybę.
5. Nustatyti pagrindinius kuriamos individualaus buitinių nuotekų valymo technologijos projektinius parametrus.
6. Sukurti individualią buitinių nuotekų valymo technologiją ir atlikti jos efektyvumo bandymus.

Tyrimų metodika

Disertacijoje atliekami eksperimentiniai nuotekų valymo tyrimai skirtingų nuotekų valymo technologijų bandomuosiuose stenduose laboratorinėmis ir lauko sąlygomis. Tyrimų metu imtuose mėginiuose cheminių teršalų koncentracijos nustatomos standartiniais metodais.

Darbo mokslinis naujumas

Rengiant disertaciją buvo gauti sekantys aplinkos inžinerijos mokslui nauji rezultatai:

- Nustatyta, kad akmens vata gali būti naudojama kaip laikmuo laistomuosiuose filtruose nuotekoms valyti.
- Nustatyta, kad geležies drožlės gali būti naudojamos fosfatams iš nuotekų šalinti.
- Sukurta ir išbandyta nauja individualaus buitinių nuotekų valymo technologija, susidedanti iš septiko, laistomojo filtro su akmens vatos laikmeniu, denitrifikacinio rezervuaro su medžio drožlių užpildu ir geležies drožlių filtro ir skirta šalinti iš nuotekų skendinčiąsias, organines ir biogenines medžiagas.

Darbo rezultatų praktinė reikšmė

Sukurta nuotekų valymo technologija, susidedanti iš septiko, laistomojo filtro su akmens vatos laikmeniu, denitrifikacinio rezervuaro su medžio drožlių užpildu ir geležies drožlių filtro, taikytina namų ūkiuose susidarančioms buitinėms nuotekoms individualiai valyti, šalinant iš jų skendinčiąsias, organines ir biogenines medžiagas. Ją galima taikyti įvairiose pasaulio šalyse, kurių klimatinės sąlygos ir reikalavimai valytų nuotekų kokybei yra panašūs į Lietuvos.

Ginamieji teiginiai

1. Skendinčiųjų ir organinių medžiagų šalinimas apvaliame trijų kamerų septyke gerėja ilgėjant nuotekų išbuvimo septyke trukmei. Esant trijų parų nuotekų išbuvimo trukmei, SM šalinimo efektyvumas siekia iki 71 %, o BDS₇ – iki 50 %.
2. Skendinčiosioms medžiagoms, organinėms medžiagoms ir amoniui iš nuotekų šalinti pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo grandyse taikytinas laistomasis filtras su akmens vatos laikmeniu. Valant nuotekas filtruose su tokiu laikmeniu, priverstinis oro tiekimas, nuotekų recirkuliacija siekiant palaikyti laikmens drėgnumą ir valytų nuotekų nusodinimas yra nereikalingi.
3. Post-denitrifikacijos procesui, kai nuotekose yra mažai organinių medžiagų, reikalingų denitrifikuojančioms bakterijoms, taikytinas denitrifikacinis rezervuaras su apsemtomis medžio drožlėmis.
4. Sukurta nuotekų valymo technologija, susidedanti iš septiko, laistomojo filtro su akmens vatos laikmeniu, denitrifikacinio rezervuaro su medžio drožlių užpildu ir geležies drožlių filtro, vidutiniškai gali pašalinti iš nuotekų iki 99 % BDS₅, 99 % SM, 62 % N-bendras, 41 % P-bendras.

Darbo rezultatų aprobavimas

Disertacijos tema yra atspausdinta 14 mokslinių publikacijų: dvi – mokslo žurnaluose, referuojamuose ISI Web of Science duomenų bazėje (Kirjanova *et al.* 2014a,b), dvi – mokslo žurnaluose, įtrauktuose į kitas duomenų bazines (Kirjanova *et al.* 2011a, 2012a), keturios – tarptautinių konferencijų pranešimų medžiagoje (Kirjanova *et al.* 2011b, 2012b,c, 2014c), šešios – respublikinių konferencijų

pranešimų medžiagoje (Jakubėnas *et al.* 2014, Kirjanova *et al.* 2013, Kirjanova ir Rimeika 2011, Mankauskaitė *et al.* 2014, Strazdauskas *et al.* 2012, Zopelytė *et al.* 2012).

Disertacijoje atliktų tyrimų rezultatai buvo paskelbti keturiose tarptautinėse konferencijose (Lietuvoje, Čekijoje ir Švedijoje) ir keturiose respublikinėse konferencijose:

- 8-ojoje tarptautinėje konferencijoje „*Environmental Engineering*“, įvykusioje 2011 m. gegužės 19–20 d. Vilniuje, Lietuvoje;
- 14-ojoje tarptautinėje konferencijoje „*Juniorstav 2012*“, įvykusioje 2012 m. sausio 26 d. Brno, Čekijoje;
- 8-ojoje tarptautinėje konferencijoje „*Linnaeus ECO-TECH 2012*“, įvykusioje 2012 m. lapkričio 26–28 d. Kalmare, Švedijoje;
- 9-ojoje tarptautinėje konferencijoje „*Environmental Engineering*“, įvykusioje 2014 m. gegužės 22–23 d. Vilniuje, Lietuvoje;
- 14-ojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „*Mokslas – Lietuvos ateitis: Pastatų inžinerinės sistemos*“, įvykusioje 2011 m. balandžio 14–15 d. Vilniuje;
- 15-ojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „*Mokslas – Lietuvos ateitis: Pastatų inžinerinės sistemos*“, įvykusioje 2012 m. balandžio 12–13 d. Vilniuje;
- 16-ojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „*Mokslas – Lietuvos ateitis: Pastatų inžinerinės sistemos*“, įvykusioje 2013 m. balandžio 25–26 d. Vilniuje.
- 17-ojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „*Mokslas – Lietuvos ateitis: Pastatų inžinerinės sistemos*“, įvykusioje 2014 m. balandžio 11–12 d. Vilniuje.

Disertacijos struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, trys skyriai, bendrosios išvados ir rekomendacijos, naudotos literatūros ir autoriaus publikacijų sąrašai, santrauka anglų kalba bei penki priedai.

Darbo apimtis yra 165 puslapiai, neskaitant priedų, tekste panaudota 13 su numeruotų formulių, 48 paveikslai ir 22 lentelės. Rašant disertaciją buvo panaudoti 185 literatūros šaltiniai.

Padėka

Visų pirma ypatingai dėkoju Arginta įmonių grupės vadovams Artūriui Mrazauskui ir Gintautui Kvietkauskui bei UAB „Arginta“ Vandentvarkos direktoriui Regimantui Daukniui už suteiktą galimybę atlikti lauko bandymus ir išbandyti sukurta NVĮ, be kurios mano disertacija nebūtų parengta. Regimantui Daukniui taip pat nuoširdžiai dėkoju už praktinius patarimus ir pagalbą analizuojant bandymų duomenis. Dėkoju Arginta įmonių grupės darbuotojams – Simonui, Sauliui, Rimai, Vygandui ir kitiems, kurie padėjo prižiūrėti bandomuosius standus ir imti mėginius, paveždavo iki Maišiagalos ar kitokiais būdais palengvino mano studentišką dalį. Už pagalbą prižiūrint bandomuosius standus ir imant mėginius taip pat nuoširdžiai dėkoju Statybos produkcijos sertifikavimo centro Nuotekų valymo įrenginių laboratorijos vadovui Arnui Danilai ir kitiems laboratorijos darbuotojams. Birutei Navickienei širdingai dėkoju už pagalbą ir praktinius patarimus atliekant chemines nuotekų analizes.

Tomui Žemaičiui, VGTU Vandentvarkos mokomosios laboratorijos vedėjui, dėkoju už pagalbą montuojant laboratorinius bandomuosius standus ir sprendžiant kitas praktines problemas. Dėkoju Vandens ūkio inžinerijos magistrantūros studijų programos studentams – Kristinai, Konstantinui, Agnei ir Arnoldui – už pagalbą atliekant laboratorinius tyrimus.

Dėkoju savo vadovui doc. dr. Mindaugui Rimeikai už pagalbą rengiant disertaciją. Taip pat dėkoju kabineto kolegoms ir kitiems Vandentvarkos katedros darbuotojams už moralinį palaikymą ir tikėjimą manimi, kuris suteikė jėgų sudėtingiausiais doktorantūros momentais.

Nuoširdžiai dėkoju Olborgo universiteto Civilinės inžinerijos katedros darbuotojams – prof. dr. Jes Vollertsen, doc. dr. Asbjørn Haaning Nielsen, Jytte Dencker – ir doktorantams – Gretai, Emil ir Elise – už neįtikėtinai šiltą priėmimą ir visokeriopą pagalbą stažuotės metu.

Galiausiai iš visos širdies dėkoju savo tėvams ir vyrui Antonui už kantrybę, palaikymą ir tikėjimą manimi.

Alternatyvios buitinių nuotekų individualaus valymo technologijos

Skyriuje pateikiama mažų nuotekų valymo įrenginių analizė bei alternatyvių technologijų, kurios gali būti taikomos individualiam buitinių nuotekų valymui, apžvalga. Skyriaus pabaigoje formuluojamos išvados ir tikslinami disertacijos uždaviniai. Šio skyriaus medžiaga buvo paskelbta viename autorės straipsnyje (Kirjanova *et al.* 2014b) ir respublikinės konferencijos medžiagoje (Jakubėnas *et al.* 2014, Mankauskaitė *et al.* 2014).

1.1. Maži nuotekų valymo įrenginiai

Daugelyje pasaulio šalių yra didelis skaičius namų ūkių, kurie nėra prijungti prie centralizuoto nuotekų tvarkymo sistemos. Ši problema yra ypač aktuali besivystančiose šalyse: čia centralizuoto vandens tiekimo ir nuotekų šalinimo sistemų paslaugų negauna 25 % miesto gyventojų ir net 82 % kaimo gyventojų (Massoud *et al.* 2009, Mbuligwe 2005). Pavyzdžiui, Turkijoje valoma tik 15 % visų nuotekų (Engin ir Demir 2006), o Vietnamo sostinėje Hanojuje, kurioje gyventojų skaičius viršija 3 mln., centralizuotas nuotekų tinklas dengia tik 3,5 % miesto teritorijos (Harada *et al.* 2008).

Išsivysčiusiose šalyse namų ūkių, prijungtų prie centralizuoto nuotekų tinklo yra žymiai daugiau, tačiau decentralizuotas nuotekų tvarkymas vis tiek užima svarbią vietą nuotekų tvarkymo srityje. Pavyzdžiui, 2007 metų duomenimis JAV buvo 20 % namų ūkių, neprijungtų prie centralizuoto nuotekų tinklo (U.S. Environmental Protection Agency 2008). 2010 metų duomenimis, Lietuvoje centralizuoto nuotekų tvarkymo paslaugą gauna 79 % gyventojų (Valstybinė kainų... 2014).

Nekanalizuotose teritorijose gali būti taikomi įvairūs nuotekų tvarkymo būdai: kaupimo rezervuarai, ventiliuojamos išvietės, septikai, filtravimo įrenginiai, veikliojo dumblo arba biofiltracijos pagrindu veikiantys įrenginiai, anaerobiniai įrenginiai, tvenkiniai, pelkės ir kt. (Ho 2003, Joy *et al.* 2001, R 19–00 Miestų nekanalizuotų... 2000) Visus juos galima suskirstyti į natūraliąsias (angl. *natural*) ir gamyklines (angl. *package*) nuotekų valymo sistemas. Natūraliosios sistemos (pvz., filtracijos ir infiltracijos įrenginiai) užima daugiau vietos, tačiau jos yra pigesnės negu gamykinės sistemos, kuriose dažnai įrengiama mechaninė įranga (orapūtės, siurbliai, maišyklės). Taip pat reikia paminėti ir šiuo metu atsirandančias, bet dar nepopuliarias, sauso nuotekų tvarkymo sistemas, kuriose žmonių išskyroms transportuoti nenaudojamas vanduo (pvz., kompostuojantys tualetai) (Massoud *et al.* 2009), bei nuotekų atskyrimą, kai tirštosios fekalijos, šlapimas arba jų mišinys (t. y. rudosios/juodosios nuotekos) atskiriamos nuo likusių nuotekų (Engin ir Demir 2006, Hellstrom ir Jonsson 2003). Rudosiose nuotekose fosforo kiekis sudaro 70–80 %, o azoto – net 90 % nuo jų bendro kiekio nuotekose; atskyrus šlapimą, fosforo koncentracija likusiose nuotekose sumažėja 35–45 %, o azoto – 75–80 % (Hellstrom ir Jonsson 2003). Reikia prisiminti, kad decentralizuoto nuotekų tvarkymo sistemos yra jautresnės atitekančių nuotekų debito ir teršalų koncentracijų svyravimams negu didelės centralizuotos nuotekų valyklos (Engin ir Demir 2006). Taip pat reikia paminėti, kad decentralizuotos nuotekų tvarkymo sistemos atveju yra lengviau pakartotinai panaudoti išvalytas nuotekas. Kai kurios šalys skatina tokių nuotekų panaudojimą. Pavyzdžiui, Kipre subsidijuojami namų ūkiai, kurie nusprendė pakartotinai panaudoti pilkąsias nuotekas (Massoud *et al.* 2009).

Mokslininkai tyrė įvairių mažų buitinių NVĮ darbą – apsemtų bioplėvelinių reaktorių, periodinio veikimo reaktoriais (angl. *sequencing batch reactors*), septikų su smėlio filtrais ir cheminiu fosforo šalinimu, septikų su ceolito filtru, septikų su tekstilės filtru, septikų su membraniniu bioreaktoriumi, apsemtų aeruojamų biofiltrų su čiurkšline aeracija, membraninių bioreaktorių, nuotekų atskyrimo sistemų (Abegglen *et al.* 2008, Daude ir Stephenson 2003, Hellstrom ir Jonsson 2003, Lowe *et al.* 2008, Matulova *et al.* 2010, Maunoir *et al.* 2007, Park *et al.* 2003).

Paulyje populiariausia decentralizuoto nuotekų valymo sistema yra septikas su išvalytų nuotekų infiltravimu į gruntą. Australijoje šia sistema naudojami

12 % visų gyventojų, o JAV šios sistemos naudotojų skaičius siekia 20 mln. Toks nuotekų valymo būdas yra pigus ir nereikalauja daug priežiūros, tačiau šis būdas nėra efektyvus šalinant iš nuotekų azotą, fosforą ir patogeninius mikroorganizmus (Massoud *et al.* 2009). Gerai suprojektuota, sumontuota ir prižiūrima, tokia sistema gali ilgus metus puikiai šalinti iš nuotekų skendinčiąsias ir organines medžiagas (Joy *et al.* 2001). Butler ir Payne (1995) teigia, kad jei septikas yra tinkamai suprojektuotas, prižiūrimas ir naudojamas, tai jo darbo efektyvumas ir iš jo ištekančių nuotekų sudėtis paprastai būna artima pirminio nusodintuvo darbo efektyvumui ir iš jo ištekančių nuotekų sudėčiai. Seabloom *et al.* (2005) apibendrina skirtingų mokslininkų atliktų tyrimų rezultatus ir nustatė, kad vidutiniškai septyktoje sulaikoma 77 % skendinčiųjų ir 60 % organinių medžiagų. Kita vertus, JAV Aplinkosaugos agentūra nurodo, kad blogai veikiantys septikai yra antra pagal dažnumą gruntinio vandens taršos priežastis (Engin ir Demir 2006, Feinbaum 2001).

Norvegijoje yra populiari decentralizuota nuotekų valymo sistema, susidedanti iš septiko, aerobinio vertikalaus biofiltro su besileidžiančia tėkme ir anaerobinio požeminės horizontaliosios tėkmės grunto ir augalų filtro (angl. *constructed wetland*). Šioje sistemoje biofiltras skirtas organiniams teršalams šalinti ir nitrifikacijai, o grunto ir augalų filtre vykdomas fosforo šalinimas. Jame kaip užpildas dažniausiai naudojamas geležimi turtingas smėlis, kriauklelių smėlis (angl. *shellsand*) arba mažo svorio užpildai (angl. *light weight aggregates*) (Adam *et al.* 2007a).

Šiuo metu pasaulyje dauguma decentralizuotų NVĮ yra pajėgūs pašalinti iš nuotekų skendinčiąsias ir organines medžiagas, tačiau azoto ir fosforo šalinimas užtikrinamas tik nedaugeliu atveju (Abegglen *et al.* 2008). Pavyzdžiui, 61 % bendro azoto kiekio, išleidžiamo į aplinką su nuotekomis, sudaro azotas, išleidžiamas su nuotekomis iš decentralizuotų nuotekų valymo sistemų (Oakley *et al.* 2010). Švedijoje decentralizuotomis nuotekų tvarkymo sistemomis naudojasi tik 15 % gyventojų, tačiau šių sistemų į gamtinę aplinką išleidžiamo fosforo kiekis yra didesnis negu fosforo kiekis, išleidžiamas iš didelių nuotekų valyklų (Hedstrom 2006a).

Oakley *et al.* (2010) tyrė 20 skirtingų technologijų (pre-denitrifikacija, post-denitrifikacija, vienalaikė nitrifikacija/denitrifikacija) decentralizuotų NVĮ, įrengtų JAV ir Naujojoje Zelandijoje, darbą šalinant azotą iš nuotekų ir nustatė, kad tik vienas įrenginys buvo pajėgus pašalinti azotą iš nuotekų iki 10 mg/l koncentracijos. Toks blogas azoto šalinimo efektyvumas sietinas su tuo, kad individualūs NVĮ yra sumažintos didelių valyklų kopijos, į kurias atiteka nepastovaus debito ir nepastovios sudėties nuotekos ir kurios dėl šios priežasties reikalauja sudėtingos azoto šalinimo proceso kontrolės.

Moelants *et al.* (2008) įvertino 23 individualių NVĮ, įrengtų Belgijoje, kurie veikė tiek veikliojo dumblo, tiek biologinės filtracijos pagrindu, darbą ir nustatė,

kad pusė šių įrenginių neišvalo nuotekų iki Belgijoje galiojančių reikalavimų organinių ir skendinčiųjų medžiagų koncentracijoms valytose nuotekose. Be to, veikliojo dumblo pagrindu veikiantys įrenginiai veikė blogiau negu biofiltracijos pagrindu veikiantys įrenginiai, kadangi bioplėveliniai reaktoriai, priešingai negu veikliojo dumblo reaktoriai, veikia gerai esant dideliems nuotekų užterštumo ir debito svyravimams. Gamyklinės sistemos veikė blogiau negu natūralios, kadangi pastarosios neturi mechaninių dalių ir reikalauja mažiau priežiūros.

Nagrinėjant paviršinių ir požeminių vandenų taršą, kurią sukelia nuotekų išleidimas į aplinką, svarbu atkreipti dėmesį ne tik į organines ir biogenines medžiagas, bet ir į mikroteršalus, tokius kaip asmeninės higienos priemonės, medikamentai ir biocidai, turinčius neigiamą poveikį žmonėms ir vandens faunai (Behera *et al.* 2011). Šių mikroteršalų šalinimas iš nuotekų centralizuoto nuotekų valymo sistemose dar tik pradėtos tirti, o decentralizuoto nuotekų valymo sistemų tyrimų praktiškai beveik nėra (Carrara *et al.* 2008).

Reikia prisiminti, kad decentralizuoti, kaip ir centralizuoti, NVĮ reikalauja reguliarios priežiūros, ir šio fakto negalima neįvertinti. Decentralizuoto nuotekų valymo sėkmė priklauso nuo to, kaip gerai įgyvendinama individualių valymo įrenginių priežiūra ir patikra. Paprastai už šių įrenginių priežiūrą atsakingas jų savininkas, tačiau dėl įvairių priežasčių (laiko stokos, taupymo, kt.) savininkas gali neužtikrinti tinkamos priežiūros (Massoud *et al.* 2009). Moelants *et al.* (2006) atliktos apklausos rezultatai atskleidė, kad didžioji dalis individualių NVĮ savininkų neatlieka savo įrenginių periodinės priežiūros ir nėra sudarę priežiūros sutarčių su šių įrenginių gamintojais. Be to, dažnai nuotekų valyklų savininkai nežino, kaip jų sistemos veikia ir kokios yra blogo įrenginių darbo pasekmės. Taigi, būtina šviesti savininkus nuotekų valymo klausimais, kadangi būtent jie yra atsakingi už nuotekų, atitekančių į valymo įrenginį, kiekį ir kokybę (Feinbaum 2001).

Renkantis decentralizuoto nuotekų valymo būdą, svarbiausi veiksniai yra reikalavimai valytoms nuotekoms, vietos sąlygos ir valomų nuotekų charakteristikos. Taip pat atkreiptinas dėmesys į sistemos prieinamumą (t. y. kainą) ir primtinumą. Decentralizuotas NVĮ turi išvalyti nuotekas iki reikiamų reikšmių, būti kiek įmanoma kompaktiškesnis ir lengvai reguliuojamas, reikalauti minimalios priežiūros, būti tinkamas estetiniu požiūriu ir būti kiek įmanoma pigesnis. Atkreiptinas dėmesys ir į sistemos darnumą. Aplinkosaugos aspektu išvalytų nuotekų išleidimas negali būti laikomas darniu nuotekų tvarkymo būdu. Darnus nuotekų valymo būdas turi ne tik apsaugoti aplinką, bet ir tausoti vandens išteklius, pakartotinai panaudoti vandenį ir biogenines medžiagas. Akivaizdu, kad decentralizuoto nuotekų tvarkymo atveju darnumą galima pasiekti paprasčiau negu centralizuotos sistemos atveju, kadangi dėl mažesnio aptarnaujamo ploto valytas nuotekas ir biogenines medžiagas galima pakartotinai panaudoti įvairiais būdais (Daude ir Stephenson 2003, Ho 2003, Massoud *et al.* 2009).

Šiuo metu Lietuvoje individualiais buitinių nuotekų valymo įrenginiais prekiauja daugiau negu dešimt įmonių, o didžiausią rinkos dalį užima dvi įmonės – UAB „Traidenis“ ir UAB „August ir Ko“. Populiariausia nuotekų valymo technologija Lietuvoje parduodamuose įrenginiuose yra veikliojo dumblo technologija su papildomu laikmeniu aerotanke arba be jo. Be jos, įmonės dar prekiauja periodinio veikimo reaktoriais ir septikais su tolesne nuotekų infiltracija į gruntą. Pagal šiuo metu galiojančius Lietuvos įstatymus, nuotekose, išvalytose NVĮ, kurių debitas yra mažesnis negu 5 m³/d, vidutinė metinė didžiausia leistina BDS₇ koncentracija neturi viršyti 29 mg/l (LR Aplinkos ministro... 2006).

Nagrinėjant Lietuvos mokslininkų indėlį į mažų NVĮ tyrimą, galima išskirti Vilniaus Gedimino technikos universitete (VGTU) ir Aleksandro Stulginskio universitete (ASU) vykdytus tyrimus. VGTU Vandentvarkos laboratorijoje XX a. paskutiniajame dešimtmetyje buvo sukurta trijų pakopų nuotekų valymo sistema, skirta kaimo objektų ir nedidelių gyvenviečių nuotekoms valyti. Pirmojoje valymo pakopoje buvo panaudoti hibridiniai anaerobiniai filtrai su biriu arba modulinio laikmeniu. Ši pakopa buvo skirta sunkiai skylančių organinių junginių skaidymui, amonifikacijai, dumblo apdorojimui ir daliniam nuotekų nuskaidrinimui. Antrojoje valymo pakopoje vyko lengvai skylančių organinių junginių skaidymas ir nitrifikacija. Šioje pakopoje gali būti naudojami bioplėveliniai reaktoriai arba biologiniai tvenkiniai. Trečiojoje valymo pakopoje, kurioje buvo naudotas smėlio-žvyro filtras, apsodintas pelkių augmenija, vyko denitrifikacija, fosforo šalinimas bei nuotekų nuskaidrinimas. VGTU mokslininkė Didžiapetrienė taip pat intensyviai tyrė buitinių nuotekų valymo procesus anaerobiniuose biofiltruose. Anaerobinius biofiltrus taip pat tyrė mokslininkai iš ASU – Dapkienė ir Kusta (2002). ASU taip pat buvo tiriami horizontalios ir vertikalios filtracijos smėlio-augalų filtrai ir jų pritaikymas buitinėms ir žemės ūkio nuotekoms valyti, fosforo šalinimo galimybės panaudojant sorbentus. Aškinis (2006, 2007, 2011) nustatinėjo optimalų filtracijos kelio ilgį horizontaliosios ir vertikaliosios filtracijos filtruose valant nuotekas iš pieno surinkimo punktų. Gasiūnas (2003), Strusevičius *et al.* (2003) ir Strusevičius ir Strusevičienė (2007) tyrė azoto šalinimą vertikalios ir horizontaliosios filtracijos smėlio-augalų filtruose. Strusevičius ir Strusevičienė (2003) tyrė *Filtralite P*, ceolito ir šulgito užpildų panaudojimą fosforui šalinti. Geriausiai fosforas buvo šalinamas filtruojant nuotekas per šulgito užpildą – P-bendras šalinimo efektyvumas čia siekė 96 %. Didelis fosforo šalinimo efektyvumas buvo pasiektas ir *Filtralite P* atveju – 89 %, o ceolito filtras pašalino tik 46 % nuo P-bendras.

1.2. Biologinės filtracijos įrenginiai. Jų klasifikavimas

Biologinį nuotekų valymą galima suskirstyti į tris grupes priklausomai nuo, kaip auga biomasė:

1. Biomasė yra skendinčiame būvyje (veikliojo dumblo reaktoriai).
2. Biomasė yra prisitvirtinusi prie kokių nors paviršių (bioplėveliniai reaktoriai (angl. *biofilm reactors*, arba biofiltrai (angl. *biofilters*)).
3. Reaktoriuje yra ir skendinčiosios, ir prisitvirtinusios biomasės (hibridiniai reaktoriai) (Gebara 1999, Tchobanoglous 2003).

Bioplėvelinis reaktorius yra toks įrenginys, kuriame didžioji dalis biomasės auga prisitvirtinusi prie jame įrengto laikmens. Tokie įrenginiai gali būti naudojami šalinti organinius teršalus, nitrifikacijai, denitrifikacijai. Lyginant veikliojo dumblo ir bioplėvelinės technologijas galima išskirti tokius bioplėvelinių technologijų privalumus:

- Biomasė nėra išplaunama iš reaktoriaus.
- Mikroorganizmų koncentracija reaktoriaus tūryje yra labai didelė, o tai leidžia sumažinti įrenginių išmatavimus.
- Ilgas dumblo amžius.
- Biomasė yra lengvai atskiriama nuo nuotekų.
- Įrenginiai yra atsparūs padidėjusioms teršalų apkrovoms.
- Didelė mikroorganizmų įvairovė.
- Didelis biomasės aktyvumas (Bitton 1994, Verma *et al.* 2006).

Išskiriami tokie bioplėvelinių reaktorių tipai:

- Laistomieji filtrai (angl. *trickling filters* arba *percolating filters*).
- Besisukantys nardinamieji diskai (angl. *rotating biological contactors*).
- Smėlio filtrai (angl. *sand filters*).
- Biofiltrai su nejudančiu sluoksniu (angl. *fixed packed bed reactors*), įskaitant aeruojamus biofiltrus (angl. *biological aerated filters*) ir anaerobinius filtrus (angl. *anaerobic filters*).
- Biofiltrai su kybančiuoju sluoksniu (angl. *fluidized bed reactors* arba *expanded bed reactors*) (Gebara 1999, Henze *et al.* 1996, Tchobanoglous 2003, Verma *et al.* 2006).

Bioplėveliniai reaktoriai gali būti skirstomi į reaktorius su nepanardintu laikmeniu (pvz., laistomieji filtrai ir besisukantys nardinamieji diskai) ir su panardintu laikmeniu (pvz., biofiltrai su nejudančiu sluoksniu) (Henze *et al.* 1996, Tchobanoglous 2003).

Norint pasiekti gerus teršalų šalinimo efektyvumus, reikia parinkti tinkamą bioplėvelinio reaktoriaus laikmenį. Didelis laikmens savitasis paviršiaus plotas užtikrina didesnę biomasės koncentraciją reaktoriuje, o didelis poringumas – pagerina deguonies perdavimą ir sumažina laikmens užsikimšimo tikimybę. Renkantis laikmenį, svarbu atkreipti dėmesį ir į kitas jo savybes, tokias kaip šiurkštumas, ilgaamžiškumas, kaina, eksploatavimo paprastumas, drėgmės su-laikymas (laistomiesiems filtrams) ir kt. (Mijaylova Nacheva *et al.* 2008, Verma *et al.* 2006)

1.3. Laistomieji filtrai

Laistomieji filtrai atsirado dar 1890 metais, jie yra vieni iš pirmųjų biologinio NVĮ. Laistomuosiuose filtruose (1.1 pav.) laikmuo nėra apsemtas nuotekomis, nuotekos yra išpurškiamos arba kitaip paskirstomos virš laikmens. Prieš laistomąjį filtrą paprastai statomas pirminis nusodintuvas, nors plastikinio laikmens atveju vietoje nusodintuvo jos viršuje gali būti įrengtas smulkus sietas. Prasifiltravusios per filtrą, nuotekos tiekiamos į antrinį nusodintuvą. Siekiant sumažinti atitekančių į filtrą teršalų koncentraciją ir palaikyti biomasės drėgnumą, praktikoje dažnai taikoma nuotekų recirkuliacija. Praktiškai, jei nuotekos nėra tiekiamos daugiau negu 1–2 val., turi būti numatyta recirkuliacija, kadangi drėgmės stoka neigiamai paveikia bioplėvelėje vykstančius procesus. Nuotekų recirkuliacija taip pat pagerina kontaktą tarp nuotekų ir filtro laikmens, padidina ištirpusio deguonies koncentraciją nuotekose bei pagerina nuotekų paskirstymą virš laikmens. Laistomieji filtrai naudojami organinių teršalų šalinimui, vienalaikiam organinių teršalų ir amonio šalinimui, tretiniam amonio šalinimui (Bitton 1994, Gray 2004, Tchobanoglous 2003).

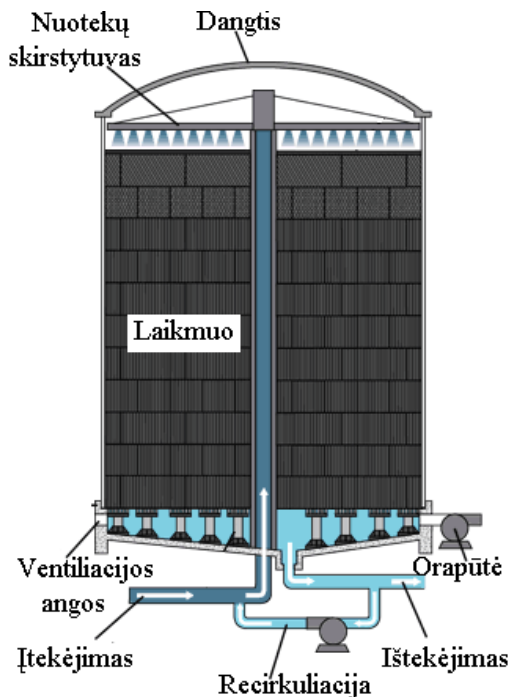
Galima išskirti tokius laistomųjų filtrų privalumus:

- Stabilus ir paprastas nuotekų valymo procesas.
- Atsparumas padidėjusioms teršalų apkrovoms ir toksinėms medžiagoms.
- Mažas elektros energijos suvartojimas (Daigger ir Boltz 2011, Solomon *et al.* 1998).

Pavyzdžiui, Bounds *et al.* (2010) apskaičiavo, kad laistomieji filtrai, skirti tretiniam amonio šalinimui, sunaudoja tik 55 % elektros energijos, reikalingos veikliojo dumblo technologijai.

Kita vertus, blogai suprojektuoti ir prižiūrimi laistomieji filtrai gali sukelti nepatogumų netoli jų gyvenantiems žmonėms: tokie filtrai gali skleisti nemalonų kvapą, juose taip pat gali atsirasti muselių, filtrų laikmuo gali už-

sikimšti. Be to, norint, kad laistomuosiuose filtruose tinkamai vyktų teršalų šalinimo procesai, jų apkrovos teršalais turi būti pakankamai mažos, dėl to tokie filtrai gali užimti daugiau vietos negu kiti bioplėveliniai reaktoriai (Daigger ir Boltz 2011, Solomon *et al.* 1998).



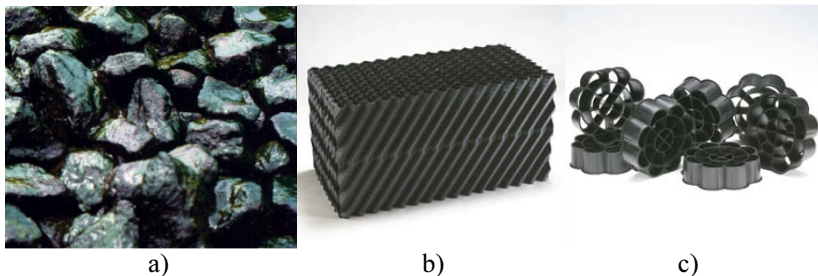
1.1 pav. Laistomasis filtras (Brentwood Industries... 2011)

Fig. 1.1. Trickling filter (Brentwood Industries... 2011)

Jei laistomojo filtro apkrova organinėmis medžiagomis yra didelė, deguonies pakanka, o hidraulinė paviršiaus apkrova yra vidutinė, bioplėvelė gali būti labai stora (>10 mm). Esant storai ir homogeniškai bioplėvelei, deguonis prasiskverbia tik į išorinį 0,1–0,3 mm storio bioplėvelės sluoksnį, o vidiniame sluoksnyje, kuriame deguonies nėra (t. y. vyrauja anaerobinės sąlygos), jei yra pakankamai ištirpusių organinių medžiagų ir nitratų, gali vykti denitrifikacija (Vanhooren *et al.* 2003, Wik 2003). Biesterfeld *et al.* (2003) nustatė, kad laistomojo filtro, kuriame šalinami organiniai teršalai, denitrifikacijos potencialas yra lygus visame reaktoriaus tūryje. Be to, denitrifikacija gali vykti ir esant deguoniui nuotekose ($2\text{--}4\text{ mg O}_2/\text{l}$), kadangi deguonis patenka tik į išorinę bioplėvelės dalį, o viduje sudaromos sąlygos denitrifikacijai.

1.3.1. Laistomųjų filtrų laikmenys

Laistomųjų filtrų laikmuo turi būti nebrangus ir ilgaamžis, jis turi turėti didelį paviršiaus plotą ir didelį poringumą siekiant išvengti užsikimšimo ir užtikrinti gerą oro cirkuliaciją. Naujuose filtruose daugiausia naudojamas modulinis plastikinis laikmuo (1.2 pav., b), tačiau iki šiol pasitaiko filtrų su akmenų laikmeniu (1.2 pav., a). Akmenų laikmens poringumas yra mažas, todėl oro cirkuliacija per šį laikmenį yra blogesnė negu plastikinio laikmens atveju, be to padidėja užsikimšimo tikimybė. Plastikinio laikmens panaudojimo privalumai lyginant su akmenų laikmeniu yra tokie: didesnis savitasis paviršiaus plotas, didesnis poringumas (akmenų – 30 % ir plastikinio laikmens – >90 %) – tai užtikrina geresnę oro judėjimą filtre ir leidžia tiekti didesnes organines ir hidraulinės apkrovas, tolygesnis nuotekų paskirstymas, užsikimšimo tikimybės sumažėjimas, mažas svoris (tai leidžia statyti aukštesnius laistomuosius filtrus), mažesni statybos kaštai, muselių nebuvimas dėl didelių hidraulinių apkrovų, atsparumas padidėjusioms apkrovoms, nedidelis dumblo kiekis, paprastas veikimas, mažos elektros sąnaudos (Bitton 1994, Daigger ir Boltz 2011, Pearce ir Jarvis 2009, Tchobanoglous 2003).



1.2 pav. Laistomųjų filtrų laikmenys: a) akmenys (Fixed Film Forum 2013), b) modulinis laikmuo (Jaeger Environmental 2013), c) birus laikmuo (Jaeger Environmental 2013)

Fig. 1.2. Trickling filter packings: a) rocks (Fixed Film Forum 2013), b) modular (Jaeger Environmental 2013), c) random (Jaeger Environmental 2013)

Plastikinis laikmuo gali būti modulinis (1.2 pav., b) arba birus (1.2 pav., c). Modulinis laikmuo savo ruožtu gali būti vertikalus, horizontalus ir kryžminis. Laistomiesiems filtrams yra gaminamos ir plastikinės vertikalios kabančios juostos, tačiau toks laikmuo nėra populiarus (Daigger ir Boltz 2011). Harisson ir Daigger (1987) atliktų bandymų metu geriausias organinių ir skendinčiųjų medžiagų šalinimo ir nitrifikacijos laipsnis buvo pasiektas filtruose su vertikaliu ir kryžminių plastikiniu laikmeniu, o prasčiausias – filtruose su horizontaliu laikmeniu. Pastaruosiuose buvo pastebėtas netolygus biomasės augimas (bėgant laikui horizontalus laikmuo įlanko per centrą, dėl

to nuotekos tekėjo į laikmens centrą, kuriame ir priaugo didžiausias biomasės kiekis) ir didelis muselių kiekis. Autoriai rekomenduoja naudoti kryžminį (60°) laikmenį filtruose, kurių apkrova yra mažesnė negu $2,5 \text{ kg BDS}_5/\text{m}^3/\text{d}$, o didesnės apkrovos filtruose – vertikalių arba kryžminių (60°) laikmenį. Didesnės apkrovos filtruose autoriai nerekomenduoja naudoti biraus laikmens arba akmenų – filtrų su tokiais laikmenimis rezultatai buvo prastesni. Be to, biuriame laikmenyje nebuvo užtikrintas jo tolygus drėgnumas, dėl ko jame buvo pastebėtas netolygus biomasės augimas ir didelis muselių kiekis. Akmenų laikmuo dėl mažo poringumo pasižymėjo blogiausiomis deguonies perdavimo charakteristikomis ir buvo linkęs užsikimšti.

Sharvelle *et al.* (2008) tyrė laikmens savitojo paviršiaus ploto įtaką laistomojo filtro hidraulinėms charakteristikoms ir nustatė, kad laikmenyje su didžiausiu savituoju paviršiaus plotu („medaus korys“, specifinis paviršiaus plotas – $653 \text{ m}^2/\text{m}^3$) skysčio išbuvimo laikas ir filtro skerspjūvio plotas, užimtas skysčiu, buvo didžiausi, tačiau jame atsirado pratakūs kanalai (ko pasėkoje aktyvus reaktoriaus tūris buvo mažas) ir neveiklios zonos su užsistovėjusiu vandeniu. Taigi galima teigti, kad laikmens laistomiesiems filtrams parinkimas negali būti pagrįstas vien savituoju paviršiaus plotu. Laikoma, kad laikmuo, kurio savitasis paviršiaus plotas yra $89\text{--}102 \text{ m}^2/\text{m}^3$, gali būti sėkmingai naudojamas laistomuosiuose filtruose, skirtuose organinių teršalų šalinimui ir vienalaikiam organinių teršalų ir amonio šalinimui (Daigger ir Boltz 2011). Lekang ir Kleppe (2000) nustatė, kad kuo didesnis laistomojo filtro, skirto tretinei nitrifikacijai, laikmens savitasis paviršiaus plotas, tuo daugiau amonio suvartojama viršutiniame filtro sluoksnyje.

Nuo laikmens poringumo priklauso deguonies suvartojimas iš nuotekų: kuo laikmens poringumas yra mažesnis, tuo didesnį deguonies kiekį bakterijos turi pasisavinti iš nuotekų (Lekang ir Kleppe 2000). Harisson ir Daigger (1987) nustatė, kad blogiausiomis deguonies perdavimo charakteristikomis pasižymi akmenų laikmuo, o geriausiomis – birus plastikinis laikmuo.

Jei laistomasis filtras yra aukštas ($>5 \text{ m}$), jame galima panaudoti dviejų tipų modulinį laikmenį: viršuje – kryžminį, kuris užtikrina gerą nuotekų pasiskirstymą, apačioje – vertikalių, kuris yra atsparesnis užsikimšimui (AccuPac Mixed... 2008).

Kiti laikmenys laistomuosiuose filtruose naudojami labai retai. Mokslininkai tyrė padangų (Mondal ir Warith 2008), dirbtinės žolės dangos, mažo svorio užpildo Leca (Lekang ir Kleppe 2000), nailoninių kempinių puodams šveisti (Moulick *et al.* 2011), medžio anglies (Kuai *et al.* 1999) kaip laistomojo filtro laikmens panaudojimo galimybes, tačiau praktikoje tokie laikmenys nėra naudojami.

1.3.2. Oro tiekimas į laistomuosius filtrus

Paprastai oras į laistomuosius filtrus tiekiamas natūraliai, per laistomajame filtre įrengtas angas, tačiau filtruose su didelėmis apkrovomis organinėmis medžiagomis ir amoniu deguonis yra ribojantis faktorius, todėl gali prireikti dirbtinio filtro ventiliavimo; jo gali prireikti ir tuo atveju, kai nuotekų ir oro temperatūros yra panašios (Wik 2003). Garzon-Zuniga *et al.* (2007) nustatė, kad dirbtinai aeruojant laistomuosius filtrus tam tikra dalis amonio gali būti pašalinta ne dėl biologinės nitrifikacijos, bet dėl amonio išpūtimo (angl. *ammonia stripping*). Jie taip pat nustatė, kad nitrifikacijos efektyvumas yra tiesiogiai proporcingas tiekiamo oro debitui: kuo tiekiamo oro debitas yra didesnis, tuo nitrifikacijos efektyvumas yra didesnis. Bandymų metu tokia pati tendencija buvo būdinga ir ChDS šalinimui, tuo tarpu BDS₅ ir SM šalinimas nepriklausė nuo tiekiamo oro debito, tačiau filtro, į kurį buvo tiekiamas didesnis oro debitas, paleidimas užtruko trumpiau.

1.3.3. Nuotekų paskirstymas virš laistomojo filtro laikmens

Paprastai nuotekos virš laistomųjų filtrų laikmens paskirstomos skirstytuvais. Nuotekos turi būti paskirstomos virš laikmens kuo galima tolygiau, kad jame neatsirastų pratakų kanalų ir biomasė augtų tolygiai. Siekiant išvengti pratakų kanalų, laikmens užsikimšimo ar netolygaus biomasės augimo, nuotekas rekomenduojama tiekti su besisukančiais, o ne stacionariais nuotekų skirstytuvais (Mondal ir Warith 2008, Wik 2003).

1.3.4. Laistomojo filtro bioplėvelės biologinė įvairovė

Ant laistomojo filtro laikmens paviršiaus susidaranti bioplėvelė vadinama zooglėja (angl. *zoogloea*). Ji sudaryta iš bakterijų, grybelių, dumblių, pirmuonių bei kitų organizmų ir yra žymiai turtingesnė gyvybės formų atžvilgiu negu veiklusis dumblas. Be prokariotinių ir eukariotinių organizmų laistomuosiuose filtruose aptinkamos ir aukštesnės gyvybės rūšys, tokios kaip verpetės, nematodai, žieduotosios kirmėlės, sraigės bei daugelio vabzdžių lervos. Iš bakterijų laistomuosiuose filtruose aptinkamos *Zooglea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, *Alcaligenes* bakterijų gentys, siūlinės ir nitrifikuojančios bakterijos. Laistomuosiuose filtruose aptinkami grybeliai, tačiau jie vyrauja tik esant žemoms pH reikšmėms. Laistomųjų filtrų bioplėvelės paviršiuje taip pat gali augti dumbliai. Pirmuonys laistomuosiuose filtruose (žiuželiai, blakstienėlės, amebos) minta bioplėvelės bakterijomis ir tokiu būdu padeda kontroliuoti jos storį ir išvengti filtro užsikimšimo. Iš bestuburių laistomuosiuose filtruose aptinkami nematodai, dvisparniai, sliekai. Vabzdžių lervos irgi maitinasi bioplėvelės bakterijomis. Laikui bėgant lervos virsta muselėmis, kurios gali sukelti nepatogumų

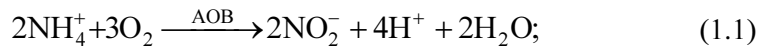
filtrą prižiūrintiems arba šalia filtro gyvenantiems žmonėms. Muselių lervos atsiranda tik esant sausam filtro laikmeniui, todėl muselių atsiradimą galima kontroliuoti didinant laikmens drėgnumą, reguliariai tvindant jį keletui valandų arba plaunant. Kitas būdas išvengti muselių atsiradimo yra insekticidų naudojimas (Bitton 1994, Wik 2003).

Laikui bėgant bioplėvelės storis didėja ir visos medžiagos yra sunaudojamos tik išoriniame sluoksnyje esančių mikroorganizmų, o vidiniame sluoksnyje prasideda endogeninis kvėpavimas ir bioplėvelė atitrūksta nuo laikmens. Tekančios nuotekos išplauna atitrūkusią bioplėvelę ir jos vietoje pradeda augti naujas biomasės sluoksnis. Tačiau jei bioplėvelės atitrūkimo procesas yra intensyvus, o tai priklauso nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos ir apkrovos organinėmis medžiagomis, filtras gali užsikimšti (Tchobanoglous 2003, Wik 2003).

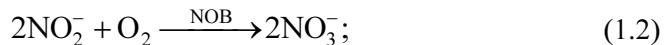
Žiemą, esant žemoms temperatūroms, pirmuonių ir bestuburių aktyvumas sumažėja, jie jau nekontroliuoja augančio bioplėvelės storio, todėl filtras gali užsikimšti. Pavasarį, pirmuonims ir bestuburiams suaktyvėjus, iš filtro gali būti pašalinama daugiau bioplėvelės (šis procesas angliškai vadinamas *spring sloughing*), tai gali apkrauti antrinį nusodintuvą ir išleidžiamose nuotekose padidės SM koncentracija (Bitton 1994).

Nitrifikacijos procesą laistomajame filtre atlieka nitrifikuojančios bakterijos. Šio proceso lygtys atrodo taip (Tchobanoglous 2003):

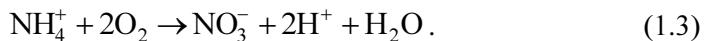
Pirmasis etapas – amonio oksidacija į nitritus



Antrasis etapas – nitritų oksidacija į nitratų



Bendra nitrifikacijos proceso lygtis



Skirtingus nitrifikacijos etapus vykdo dvi skirtingos aerobinių autotrofinių bakterijų grupės. Amonio oksidacijos procesą vandeningose terpėse atlieka AOB, priklausančios *Beta proteobacteria* (*Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*) ir *Gamma proteobacteria* (*Nitrosococcus oceanus*) klasėms. Nitritų oksidacijos procesą atlieka NOB, priklausančios *Alfa proteobacteria* (*Nitrobacter*), *Gama proteobacteria* (*Nitrococcus*) ir *Delta proteobacteria* (*Nitrospina*) klasėms, bei *Nitrospira*, kuri nepriklauso proteobakterijų tipui. Dažniausiai pasitaikančios yra *Nitrospira* ir *Nitrobacter* genčių bakterijos. *Nitrospira* genčiai priklausančios bakterijos yra k-strategai, jos gali pasisavinti mažesnes nitritų koncentracijas negu greitesniais augimo tempais pasižyminčios, bet prie aplin-

kos pokyčių blogai prisitaikančios *Nitrobacter* bakterijos, kurios yra r-strategai (Haseborg *et al.* 2010).

Reikia pastebėti, kad pastaraisiais metais, be bakterijų, buvo atrasta daug kitų mikroorganizmų, dalyvaujančių azoto šalinimo procesuose. Tai ne tik bakterijos, bet ir archėjos bei grybai (Francis *et al.* 2007, Hayatsu *et al.* 2008). Park *et al.* (2006) tyrė AOA buvimą veikliajame dumblyje iš devynių nuotekų valyklų. AOA aptikta penkiose iš devynių valyklų. Šiose valyklose buvo vykdomas aeruojamas-anoksinis procesas (angl. *aerated-anoxic process*), kurio metu į anoksinę kamerą buvo tiekiamos nuotekos su maža deguonies koncentracija ($<0,2 \text{ mg O}_2/\text{l}$), o tai leido sudaryti galimybę kartu vykti nitrifikacijos ir denitrifikacijos procesams. Be to, šiose valyklose buvo palaikomas ilgas dumblo amžius ($>15 \text{ d}$) ir ilga nuotekų išbuvimo trukmė ($>24 \text{ h}$). Taigi tikėtina, kad abu arba vienas iš šių veiksnių sąlygoja amonį oksiduojančių archėjų augimą. Haseborg *et al.* (2010) irgi aptiko AOA biofiltruose su į viršų kylančia tėkme ir pempoz laikmeniu ir tretinės nitrifikacijos laistomajame filtre. Be to, jų kiekis buvo panašus į AOB kiekį. Kita vertus, Wells *et al.* (2009), remdamasis savo bandymų rezultatais, teigia, kad archėjų vaidmuo nitrifikacijos procese, vykstančiame aeruojamuose veikliojo dumblo reaktoriuose, yra tik antraeilis. Mažas archėjų kiekis veikliajame dumblyje buvo aptiktas ir Zhang *et al.* (2011), o Almstrand *et al.* (2011), atlikdamas tyrimus tretinės nitrifikacijos laistomuosiuose filtruose, archėjų išvis neaptiko.

1.3.5. Temperatūros įtaka teršalų šalinimui laistomajame filtre

Nuotekų temperatūra yra vienas iš svarbių parametrų, turinčių įtakos biologiniam nuotekų valymui: paprastai esant žemoms temperatūroms, biologinis nuotekų valymas vyksta blogiau. Tačiau Albertson ir Okey (2001) teigia, kad temperatūra turi mažiau įtakos nuotekų valymui laistomuosiuose filtruose negu nuotekų valymui panaudojant veiklųjį dumblą. Atliktų bandymų metu, $9\text{--}20^\circ\text{C}$ intervale buvusi temperatūra teršalų šalinimui laistomuosiuose filtruose, kuriuose kartu šalinamos organinės medžiagos ir amonis, didelės įtakos neturėjo. Nitrifikuojančiuose laistomuosiuose filtruose nitrifikacijos proceso priklausomybė nuo temperatūros priklauso nuo to, ar amonis yra nitrifikaciją ribojantis veiksnys. Filtruose, kuriuose amonis nėra nitrifikaciją ribojantis veiksnys (t. y. nitrifikacija vyksta pagal nulinio laipsnio (angl. *zero-order*) kinetiką), ši priklausomybė yra dvigubai silpnesnė negu veikliojo dumblo sistemose. Jei amonio šalinimo procesas priklauso nuo amonio koncentracijos (t. y. nitrifikacija vyksta pagal pirmojo laipsnio (angl. *first-order*) kinetiką), tai nitrifikacijos proceso priklausomybė nuo temperatūros yra dar mažesnė. Paprastai, jei amonio koncentracija yra didesnė negu $4 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$, tai nitrifikaciją ribojantys veiksnys yra deguo-

nis; jei amonio koncentracija yra mažesnė negu $4 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$, tai ribojantis veiksnys yra amonis (Evans *et al.* 2004).

Žiemą šilumos nuostoliai (t. y. nuotekų temperatūros sumažėjimas pratekanti per filtrą) gali būti pakankamai dideli, kas gali turėti neigiamos įtakos teršalų šalinimo, ir ypač nitrifikacijos, efektyvumui. Biraus laikmens atveju jie sudaro tik $1\text{--}2^\circ\text{C}$, tačiau jei naudojamas kryžminis laikmuo, tai šilumos nuostoliai gali sudaryti $8\text{--}9^\circ\text{C}$ esant $-4\text{--}5^\circ\text{C}$ aplinkos temperatūrai. Jei laistomasis filtras yra aukštas ($4\text{--}5 \text{ m}$), tai šiai problemai išspręsti reikia nutraukti perteklinį oro tiekimą: uždarius ventiliacijos angas filtro apačioje šilumos nuostoliai sumažėja iki $1,5^\circ\text{C}$, o deguonies tiekimo apribojimas neigiamos įtakos teršalų šalinimui laistomuosiuose filtruose neturi. Plačių ir neaukštų ($1,6\text{--}2,0 \text{ m}$) filtrų atveju dėl jų konstrukcijos oro tiekimą reguliuoti yra sudėtingiau (Pearce 2001, Pearce ir Jarvis 2009).

Gebert ir Wilderer (2000) tyrė, kokią įtaką amonio šalinimui laistomajame filtre turi filtro laikmens pašildymas ir nustatė, kad jo pašildymas nepagerina nitrifikacijos efektyvumo. Esant aukštesnei temperatūrai, bakterijų metabolinis aktyvumas yra didesnis, tačiau tuo pat metu deguonies tirpumas vandenyje yra mažesnis, o bioplėvelė yra storesnė, ko pasekoje medžiagų pernaša per bioplėvelę yra ribojama.

1.3.6. Laistomųjų filtrų klasifikavimas

1.1 lentelėje pateiktas laistomųjų filtrų klasifikavimas pagal paskirtį ir jų projektiniai parametrai. Kaip matyti iš 1.1 lentelės, viena laikis organinių teršalų ir amonio šalinimas laistomuosiuose filtruose vyksta, kai hidraulinės ir organinės apkrovos yra mažos ($14,7\text{--}88,0 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ ir $0,08\text{--}0,24 \text{ kg BDS}_5/\text{m}^3/\text{d}$). Autotrofinių nitrifikuojančių bakterijų augimo tempai yra lėtesni negu heterotrofinių bakterijų, atsakingų už organinių teršalų šalinimą, todėl aplinkoje, kurioje yra didelės deguonies, amonio ir organinių medžiagų koncentracijos, nitrifikuojančios bakterijos pralaimi kovą su heterotrofais. Taigi filtruose, kuriuose kartu su organinių teršalų šalinimu vyksta ir amonio šalinimas, viršutiniame filtro sluoksnyje bioplėvelė yra storesnė, ji šalina tik organinius teršalus, o apatiniuose sluoksniuose, į kuriuos patenka nuotekos su maža organinių medžiagų koncentracija, auga nitrifikuojančios bakterijos, ir, jei sąlygos yra palankios, nitrifikacijos efektyvumas gali būti didelis. Esant vienalaikiam organinių junginių ir amonio šalinimui filtre su akmenų laikmeniu, 90 % amonio šalinimo efektyvumas pasiekiamas, kai turinė apkrova organinėmis medžiagomis neviršija $0,08 \text{ kg BDS}_5/\text{m}^3/\text{d}$; 50 % amonio šalinimo efektyvumas pasiekiamas, kai turinė apkrova organinėmis medžiagomis yra mažesnė negu $0,22 \text{ kg BDS}_5/\text{m}^3/\text{d}$. Filtre su kryžminiu laikmeniu 90 % amonio šalinimo efektyvumas pasiekiamas, kai

tūrinė apkrova organinėmis medžiagomis neviršija 0,2 kg BDS₅/m³/d (Daigger ir Boltz 2011, Tchobanoglous 2003, Wik 2003).

1.1 lentelė. Laistomųjų filtrų klasifikavimas (Daigger ir Boltz 2011)

Table 1.1. Trickling filters classification (Daigger and Boltz 2011)

Parametras \ Paskirtis	Matavimo vienetai	Organinių teršalų šalinimas	Organinių teršalų šalinimas ir nitrifikacija	Tretinė nitrifikacija
Užpildas		Akmenys Kryžminis laikmuo Vertikalus laikmuo	Akmenys Kryžminis laikmuo Vertikalus laikmuo	Kryžminis laikmuo
Nuotekų tipas		Po pirminio nusodinimo	Po pirminio nusodinimo	Po antrinio nusodinimo
Hidraulinė apkrova	m ³ /m ² /d	14,7*–88,0	14,7*–88,0	35,2–88,0
Tūrinė apkrova organinėmis medžiagomis	kg BDS ₅ /m ³ /d	0,32–0,96	0,08–0,24	–
Savitoji apkrova amonio azotu	g NH ₄ -N/m ² /d	–	0,2–1,0	0,5–2,4
Teršalo koncentracija ištekėjime arba šalinimo efektyvumas		20–30 mg BDS ₅ /l 20–30 mg SM/l†	<10 mg BDS ₅ /l <3 mg NH ₄ -N/l†	0,5–3,0 mg NH ₄ -N/l†

* Taikoma sekliems laistomiesiems filtrams.

† Koncentracijos nuotekose po nusodintuvo.

Jei bioplėvelė nėra plona, nuotekose yra pakankamai deguonies ir amonio, o organinių medžiagų nėra daug, tai bioplėvelėje gali koegzistuoti autotrofinės ir heterotrofinės bakterijos: išoriniame bioplėvelės sluoksnyje gyvens heterotrofai, kurie šalins organinius teršalus, o vidiniame jos sluoksnyje gyvens autotrofinės nitrifikuojančios bakterijos. Kita vertus, Evans *et al.* (2004) tyrė nitrifikacijos procesą realiai veikiančiame laistomajame filtre, kuriame vienu metu vyko organinių teršalų ir amonio šalinimas, ir nustatė, kad, nepaisant didelių apkrovų organinėmis medžiagomis, nitrifikuojančios bakterijos gyveno šio filtro paviršiuje, t. y. jos koegzistavo su heterotrofais esant didelėms apkrovoms organinėmis medžiagomis.

Laistomuosiuose filtruose, skirtuose vienalaikiam organinių medžiagų ir amonio šalinimui, nitrifikacija vyksta pagal nulinio laipsnio kinetiką, t. y. nitrifikacijos procesas nepriklauso nuo amonio koncentracijos ir filtro tūrinės apkrovos amoniui. Tačiau jei paviršiaus plotas, ant kurio gali augti nitrifikuojantys mikroorganizmai, yra ribojantis faktorius, mikroorganizmai galės nitrifikuoti tik tam tikrą ribotą kiekį amonio (Boon *et al.* 1997).

Boon *et al.* (1997) atliko šešių JK esančių laistomųjų filtrų su akmenų laikmeniu darbo analizę ir nustatė, kad, siekiant užtikrinti gerą filtro laikmens sušlapimą, filtro hidraulinė paviršiaus apkrova turi būti didesnė negu $0,75 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.

Nitrifikacija gali būti vykdoma ir atskirame laistomajame filtre po pagrindinio nuotekų valymo, kai organinių teršalų koncentracijos jau yra mažos. Toks procesas vadinamas tretine nitrifikacija (angl. *tertiary nitrification*), o filtrai – nitrifikuojančiais laistomaisiais filtrais (angl. *nitrifying trickling filters*) (Tchobanoglous 2003).

Nitrifikuojanti (autotrofinė) bioplėvelė nitrifikuojančiuose reaktoriuose yra plonesnė ($<1 \text{ mm}$) negu heterotrofinė plėvelė organinius teršalus šalinančiuose filtruose, jai palaikyti gali būti naudojamas plastikinis laikmuo su dideliu savituoju paviršiaus plotu (iki $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$) be užsikimšimo grėsmės (Wik 2003).

Siekiant optimizuoti nuotekų paskirstymą ir deguonies tiekimą, tretinės nitrifikacijos laistomuosiuose filtruose dažniausiai naudojamas vidutinio tankio kryžminis laikmuo, kadangi didelio tankio laikmenyje susidaro sausos vietos. Be to, nustatyta, kad nitrifikuojančiuose laistomuosiuose filtruose su kryžminiu laikmeniu nitrifikacijos greičiai yra didesni lyginant su vertikaliu laikmeniu (Bounds *et al.* 2010, Daigger ir Boltz 2011). Vykdamą tretinę nitrifikaciją, dažnai naudojamos didesnės hidraulinės paviršiaus apkrovos, kurios užtikrina bioplėvelės drėgnumą ir užkerta kelią muselių ir kirmelių atsiradimui filtro laikmenyje (Tchobanoglous 2003, Wik 2003). Mofokeng *et al.* (2009) nustatė, kad siekiant užtikrinti didelį nitrifikacijos efektyvumą, į laistomąjį filtrą, skirtą tretinei nitrifikacijai, turi būti tiekiamos nuotekos, kurių ChDS koncentracija yra ne didesnė negu 30 mg/l . Mofokeng *et al.* (2009) nustatė, kad nitrifikacijos efektyvumas taip pat priklauso ir nuo oro tiekimo būdo: kai oras į filtrą buvo tiekiamas ventiliatoriais, nitrifikacijos efektyvumas buvo didesnis negu natūralaus oro tiekim atveju. Raj ir Murthy (1998) nustatė, kad didėjant amonio koncentracijai atitekančiose nuotekose, didėja nitritų koncentracija ištekančiose nuotekose. Tai siejama su tuo, kad NOB nesugeba nitritus versti nitratais tokiu pat greičiu, koku AOB amonį verčia nitratais.

Lydmark *et al.* (2006) nustatė, kad amonio oksidaciją laistomajame filtre, skirtame tretinei nitrifikacijai, atlieka bakterijos, priklausančios *Nitrosomonas oligotropha*, *Nitrosomonas europaea* ir *Nitrosomonas communis* rūšims, o nitritus oksiduojančios bakterijos priklauso *Nitrospira* rūšiai. *Nitrosomonas oligotropha* bakterijos dominavo visuose laikmens gyliuose ir jų populiacija mažėjo didėjant filtro gyliui, o *Nitrosomonas communis* populiacija didėjo didėjant filtro gyliui, o *Nitrosomonas europaea* buvo aptikta tik $0,5 \text{ m}$ gylyje. Filtro apačioje buvo aptiktas nedidelis kiekis *Anammox* bakterijų. Galimos dvi išvados: pirma, filtro apačioje gali susidaryti vietų, kuriose

vyrauja anaerobinės sąlygos; antra, kai kurios *Anammox* bakterijos gali geriau toleruoti deguonį negu buvo manyta iki šiol. Almstrand *et al.* (2011, 2012) atliktų bandymų metu *Nitrosomonas oligotropha* bakterijos irgi dominavo visuose laikmens gyliuose.

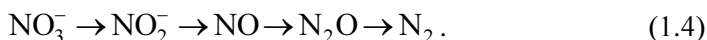
AOB viršutiniame filtro sluoksnyje buvo daugiau negu NOB, laikmens viduryje daugiau buvo NOB, o filtro apačioje AOB ir NOB kiekiai buvo panašūs. Nors AOB ir NOB buvo aptiktos visuose bioplėvelės gyliuose, tačiau buvo pastebėta, kad NOB daugiausia gyvena bioplėvelės vidinėje dalyje, o AOB – bioplėvelės paviršiuje (Lydmark *et al.* 2006).

Nitrifikuojančiuose laistomuosiuose filtruose dėl AOB veiklos susidaro mažėjantis amonio koncentracijos gradientas: einant gylin, amonio koncentracija nuotekose mažėja, dėl ko AOB, esančios apatiniuose laikmens sluoksniuose, negauna reikalingo maistinių medžiagų kiekio ir yra priverstos badauti. Todėl einant gylin mažėja tiek bioplėvelės storis, tiek prisitvirtinusios biomasės kiekis, tiek nitrifikuojančių bakterijų procentinis santykis biomasėje. Dėl šių priežasčių, staigiai padidėjus filtro apkrovai amonio azotu, bendras filtro nitrifikacijos efektyvumas gali sumažėti (Almstrand *et al.* 2011, Almstrand *et al.* 2012, Persson *et al.* 2002). Kalbant apie AOB, laboratorinių bandymų metu buvo nustatyta, kad po badavimo vėl pradėjus tiekti didesnes amonio koncentracijas, greičiausiai amonį pradeda nitrifikuoti *Nitrosomonas europaea* bakterijos, o *Nitrosomonas oligotropha* bakterijoms atsigauti reikalingas ilgesnis laiko tarpas (Almstrand *et al.* 2012). Tačiau lauko bandymų metu buvo nustatyta, kad *Nitrosomonas oligotropha* bakterijos į amonio koncentracijos padidėjimą reaguoja greičiau negu *Nitrosomonas europaea* bakterijos (Almstrand *et al.* 2012). Autoriai tai aiškina tuo, kad lauko bandymų metu amonio koncentracijos padidėjimas buvo nepakankamas *Nitrosomonas europaea* bakterijoms atsigauti, kadangi jos, priešingai negu *Nitrosomonas oligotropha*, yra r-strategai ir yra blogiau prisitaikę prie aplinkos pokyčių. Be to, manoma, kad *Nitrosomonas europaea* bakterijos geriau pasisavina amonį esant aukštesnėms nuotekų temperatūroms. Bet koku atveju kelių AOB rūšių egzistavimas užpilde yra svarbi sąlyga stabiliam nitrifikacijos procesui užtikrinti, kadangi skirtingomis sąlygomis nitrifikaciją vykdys skirtingos bakterijų rūšys.

Siekiant išvengti nitrifikacijos proceso pablogėjimo staigiai padidėjus amonio koncentracijai atitekančiose nuotekose, Almstrand *et al.* (2011) siūlo reguliariai kaitalioti dideles ir mažas apkrovas amonio azotu filtro darbo metu: AOB prisitaikys prie tokių svyravimų, nebus priverstos badauti, ir tokiu būdu bus pasiektas didelis nitrifikacijos efektyvumas.

1.4. Denitrifikacijos procesas bioplėveliniuose reaktoriuose

Denitrifikacijos proceso metu nitratai paeiliui yra redukuojami iki nitritų, azoto oksido, azoto dioksido, kol galiausiai yra paverčiami dujiniu azotu:



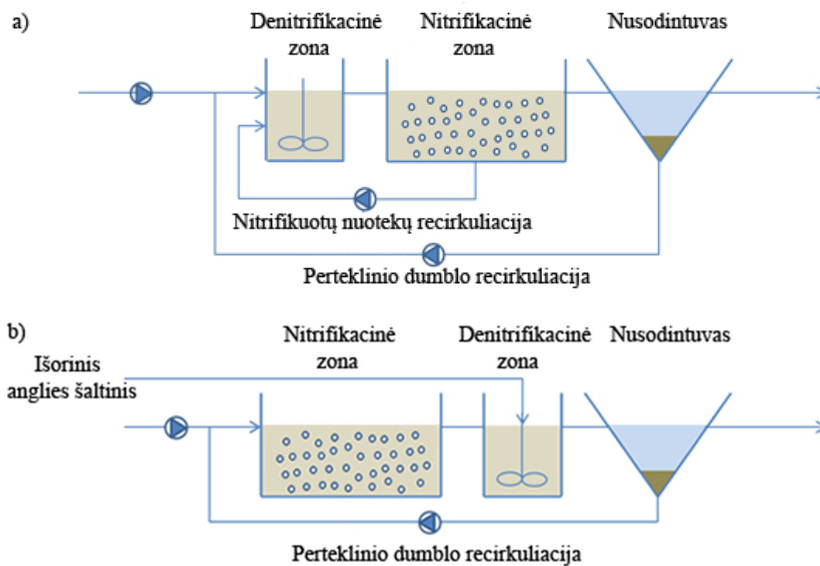
Heterotrofai, vykdytys denitrifikaciją, priklauso šioms gentims: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*. Plačiausiai paplitusios yra *Pseudomonas* genties bakterijos (Tchobanoglous 2003).

Denitrifikuojančios bakterijos gauna energijos oksiduodamos organinius junginius, o deguonį naudojamos kaip elektronų akceptorių. Kai deguonies vandenyje nebelineka, bakterijos pradeda vietoj jo naudoti nitratus. Taigi organinė anglis atlieka dvi svarbias denitrifikacijai funkcijas: pirma, ji padeda susidaryti anoksinėms sąlygoms, ir antra, denitrifikacijos proceso metu ji naudojama kaip elektronų donoras (Schipper *et al.* 2010a). Bakterijos joms reikalingą anglį gali pasisavinti iš į reaktorių įterpiamo tirpaus anglies šaltinio arba iš reaktoriuje esančio netirpaus anglies šaltinio (pvz., klinties) (Soares 2002, Tanaka *et al.* 2007). Denitrifikacija taip pat gali būti vykdoma ir autotrofinių bakterijų, kurios kaip elektronų donorą naudoja vandenilį arba redukuotą sierą (Tchobanoglous 2003).

Vykdyt azoto šalinimą, gali būti taikoma pre- arba post-denitrifikacija. Pre-denitrifikacijos (1.3 pav., a) (angl. *pre-denitrification*) atveju anoksinė (arba denitrifikacinė) zona, kurioje vykdoma denitrifikacija, įrengiama prieš aerobinę (nitrifikacinę) zoną, kurioje vykdoma nitrifikacija, o nitrifikuotos nuotekos iš aerobinės zonos yra recirkuliuojamos į anoksinę zoną (Henze *et al.* 1996, Tchobanoglous 2003).

Taikant post-denitrifikaciją (1.3 pav. b) (angl. *post-denitrification*), anoksinė zona įrengiama po aerobinės zonos. Šiuo atveju organinių teršalų, esančių nuotekose, kurie yra organinės anglies šaltinis ir kurie reikalingi denitrifikuojantiems mikroorganizmams, gali nepakakti, kadangi didžioji jų dalis bus suvartota heterotrofinių mikroorganizmų prieš denitrifikacijos grandį aerobinėje zonoje. Taigi taikant post-denitrifikaciją, elektronai nitratams šalinti turi būti gauti iš kitų šaltinių. Pavyzdžiui, mikroorganizmai gali pradėti eikvoti savo ląstelių audinį tam, kad gautų energijos gyvavimui – šis procesas vadinamas endogeniniu kvėpavimu. Tačiau kai denitrifikacijos procesui reikalingi elektronai gaunami tik dėl endogeninio kvėpavimo, denitrifikacijos greitis būna žymiai mažesnis negu

pre-denitrifikacijos atveju. Dėl šios priežasties daugeliu atveju į denitrifikacinę zoną yra įterpiamas išorinis organinės anglies šaltinis. Dažniausiai tai būna metanolis, etanolis, acetatas, sacharozė (Lorrain *et al.* 2004, Tchobanoglous 2003). Tačiau visi jie yra brangūs ir potencialiai pavojingi aplinkai, todėl šiuo metu yra tyrinėjamos gamtinės kilmės organinės medžiagos ir atliekos, kurios savo sudėtyje turi celiuliozės ir dėl to galėtų būti naudojamos kaip organinės anglies šaltinis ir kartu užpildas, prie kurio galėtų tvirtintis mikroorganizmai.



1.3 pav. Denitrifikacijos procesui naudojamos technologinės schemos:
(a) pre-denitrifikacija, (b) post-denitrifikacija (Biological nitrogen... 2014)

Fig. 1.3. Types of denitrification processes: (a) pre-denitrification,
(b) post-denitrification (Biological nitrogen... 2014)

Visuose augaluose yra celiuliozės, hemiceliuliozės, pektinų ir ligninų. Celiuliozė yra pagrindinė augalų struktūros dalis. Būtent ją denitrifikuojantys mikroorganizmai suvartoja kaip organinės anglies šaltinį (Soares ir Abeliovich 1998). Didelis lignino kiekis augaluose užtikrina jų atsparumą biodegradacijai. Kviečių šiauduose, palyginti su kitais žemės ūkio šalutiniais produktais, lignino kiekis yra didesnis (Shah *et al.* 2002), todėl jų panaudojimo denitrifikacijai galimybes tyrė daugelis mokslininkų (Aslan ir Turkman 2003, Alsan ir Turkman 2004, Alsan ir Turkman 2005, Rolf *et al.* 1998, Soares ir Abeliovich 1998). Mokslininkai taip pat tyrė ryžių lukštų, laikraščių, kartono, medvilnės, komposto, cukraus ir cukranendrių, įvairių rūšių medienos drožlių, saldymedžio šaknų,

didžiųjų nendrių, liucernos, kukurūzų burbuolės kotų, jūros dumblių, lapų, kinų lazdelių kaip papildomo organinės anglies šaltinio panaudojimą denitrifikacijos procese (Christianson *et al.* 2010, Gibert *et al.* 2008, Healy *et al.* 2006, Li *et al.* 2012, Nurizzo ir Mezzanatte 1992, Ovez *et al.* 2006, Saliling *et al.* 2007, Shao *et al.* 2009, Schipper *et al.* 2010a, Volokita *et al.* 1996a,b, Yamashita ir Yamamoto-Ikemoto 2005). Boley *et al.* (2000) taip pat tyrė biodegraduojančių polimerų granuliu panaudojimą post-denitrifikacijos procese. Tačiau reikia pastebėti, kad iki šiol beveik visos gamtinės kilmės organinės medžiagos ir atliekos buvo tirtos tik laboratorinėmis sąlygomis, o lauko sąlygomis plačiausiai tiriama yra mediena (Schipper *et al.* 2010b). Schipper *et al.* (2010a) manymu, siekiant tinkamai įvertinti medžiagos panaudojimo denitrifikacijos procesui galimybes, reikia laboratorinių tyrimų metu tirti kelias medžiagas, šie tyrimai turi tęstis mažiausiai vienerius metus, o tada remiantis jų rezultatais, parinkti medžiagą, su kuria bus atliekami bandymai lauko sąlygomis.

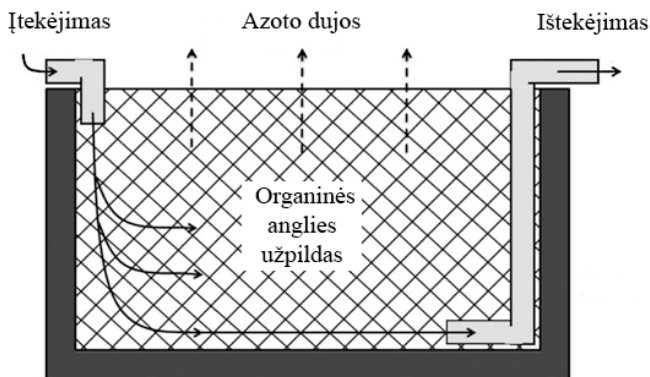
Įrenginiai, kuriuose nitratai iš vandens šalinami filtruojant vandenį per kietąją išorinę anglies šaltinį, vadinami denitrifikuojančiais bioreaktoriais (angl. *denitrifying bioreactors*). Jie skirstomi į:

- Denitrifikacines sienas (angl. *denitrification walls*) – naudojamos valyti gruntiniam vandeniui prieš jam patenkant į upę, čia organinės anglies užpildas įrengiamas negilame gruntinio vandens sluoksnyje statmenai vandens tekėjimo kryptčiai.
- Denitrifikacinius rezervuarus (angl. *denitrification beds*) (1.4 pav.) – tai talpyklos, pripildytos organinės anglies užpildo, į kurias tiekiami didelio užterštumo vandenis (dažniausiai iš nuotekų valyklos).
- Denitrifikacinius sluoksnius (angl. *denitrifying layers*) – tai horizontalūs organinės anglies užpildo sluoksniai, kurie įrengiami žemiau filtravimo laukų (Schipper *et al.* 2010a).

Denitrifikuojančių bakterijų užsiveisimas bioreaktoriaus užpilde užima tam tikrą laiką, tačiau, kaip užpildą naudojant tam tikras medžiagas, šį procesą galima paspartinti. Pavyzdžiui, Tsui *et al.* (2007) tyrė nesubrendusio komposto iš žaliųjų kiemo atliekų panaudojimą šalinant nitratus iš žemės ūkio drenažinių vandenų. Dėl didelių mikroorganizmų kiekių, esančių komposte, denitrifikacija prasidėjo praėjus labai mažai laiko po užpildo patalpinimo į reaktorių: esant 20 mg NO₃-N/l koncentracijai atitekančiose nuotekose, vos po vienos valandos ištekančiose nuotekose buvo pasiekta 0,4 mg NO₃-N/l koncentracija.

Schipper *et al.* (2010b) nustatė, kad denitrifikuojančiuosiuose reaktoriuose nevyksta kitų teršalų – amonio, organinio azoto, fosforo bei organinių medžiagų – šalinimas, tačiau šiuose reaktoriuose vyksta kiti procesai – dėl užpildo puvimo į vandenį patenka anglis, organinis azotas ir amonis. Cameron ir Schipper (2010) atliktų bandymų su skirtingais užpildais metu organinių me-

džiagų, amonio ir Kjeldalio azoto koncentracijos valytose nuotekose tyrimų pradžioje buvo padidėjusios, tačiau po 2–6 mėnesių šios koncentracijos visuose užpilduose (išskyrus kukurūzų burbuolių kotus) sumažėjo. Didžiausios organinių medžiagų, amonio ir Kjeldalio azoto koncentracijos išteko iš reaktorių su kviečių ir kukurūzų kotų užpildais. Kukurūzų burbuolių kotų atveju amonio ir Kjeldalio azoto koncentracijos valytose nuotekose netgi po 6 mėnesių sumažėjo tik iki 3 ir 5 mg N/l atitinkamai. Taip pat nustatyta nuotekų temperatūros ir organinių medžiagų koncentracijos valytose nuotekose priklausomybė: esant aukštesnei temperatūrai, organinių medžiagų koncentracija valytose nuotekose irgi yra didesnė.



1.4 pav. Denitrifikacinis rezervuaras (Schipper *et al.* 2010a)

Fig. 1.4. Denitrification bed (Schipper *et al.* 2010a)

Remiantis tyrimų rezultatais, galima teigti, kad biologinė denitrifikacija yra pagrindinis nitratų šalinimo mechanizmas denitrifikuojančiuosiuose reaktoriuose, o kitų nitratų šalinimo procesų – nitratų redukavimo iki amonio ir azoto akumuliacijos organiniuose junginiuose – metu pašalinama tik 4 % nuo viso pašalinto nitratų kiekio (Cameron ir Schipper 2010, Schipper *et al.* 2010a, Warneke *et al.* 2011). Reikia pastebėti, kad, esant tam tikroms sąlygoms, denitrifikacija gali vykti ne iki galo ir nitratai gali būti redukuojami iki tarpinio junginio – diazoto oksido dujų N_2O , kurios sukelia šiltnamio efektą. Elgwood *et al.* (2010), atlikę tyrimus pušų drožlių reaktoriuje, nustatė, kad didžiausias diazoto oksido kiekis susidaro žiemą ir pavasarį, tačiau net ir šiuo laikotarpiu šios dujos sudarė tik 0,6 % nuo bendro pašalinto azoto kiekio. Warneke *et al.* (2011) atliko tyrimus su įvairiais organinės anglies šaltiniais (pušies drožlės, eukalipto drožlės, pušies pjuvenos, kukurūzų burbuolių kotas, kviečių šiaudai, žalias kompostas) ir nustatė, kad esant didesnei nuotekų temperatūrai (27,1 °C) išsiskyrusio diazoto oksido kiekis yra didesnis negu esant žemesnei temperatūrai (16,8 °C). Didžiau-

sią azoto dioksido kiekį išskyrė kviečių šiaudai šiltuoju laikotarpiu – šios dujos sudarė net 10 % nuo bendro pašalinto azoto kiekio. Esant anaerobinėms sąlygoms ir nitratų koncentracijai būnant denitrifikaciją ribojančiu veiksniu, organinės medžiagos, esančios užpilde, metanogenezės metu gali būti skaidomos į kitas šiltnamio efektą sukeliančias dujas – metaną CH_4 ir anglies dvideginį CO_2 . Šių dujų susidarymas turėtų būti mažesnis, kai nitratų koncentracija nėra denitrifikaciją ribojantys veiksnys, nes tada denitrifikuojančios bakterijos nurungia metanogenines bakterijas (Elgwood *et al.* 2010).

Paprastai denitrifikacijos procesas priklauso nuo anglies prieinamumo, nitratų, nitritų koncentracijos nuotekose, nuotekų temperatūros, deguonies koncentracijos ir denitrifikuojančių bakterijų skaičiaus. Robertson (2010) nustatė, kad, nitratų azoto koncentracijai esant 3,1–48,8 mg/l, nitratų azoto koncentracija nėra denitrifikaciją ribojantis veiksnys, todėl nitratų šalinimas vyksta pagal nulinio laipsnio kinetiką. Warneke *et al.* (2011) patvirtino šį teiginį, nustatydamas, kad denitrifikaciniuose rezervuaruose pagrindiniai denitrifikaciją ribojantys veiksniai yra anglies prieinamumas ir nuotekų temperatūra. Tačiau reikia pastebėti, kad esant mažoms nitratų koncentracijoms, būtent jos gali tapti ribojančiu veiksniu ir tada nitratų šalinimas vyks pagal pirmojo laipsnio kinetiką.

Filtruojant nuotekas per organinės anglies šaltinį, galima išskirti tris organinių teršalų koncentracijos kitimo valybose nuotekose fazes: iš pradžių, organinių teršalų koncentracija, o kartu ir spalvingumas, ištekančiose nuotekose pastebimai padidėja, po to seka staigus organinių teršalų koncentracijos sumažėjimas, ir galiausiai nusistovi pastovi organinių teršalų koncentracija (Aslan ir Turkman 2004, 2005, Shao *et al.* 2009, Volokita 1996a). Organinių teršalų koncentracijos padidėjimo laipsnis ir trukmė priklauso nuo nuotekų išbuvimu reaktoriuje: didėjant nuotekų išbuvimu reaktoriuje laikui, padidėjusi organinių teršalų koncentracija irgi išlieka ilgiau (Schipper *et al.* 2010a).

Denitrifikacijos efektyvumas priklauso nuo organinės anglies prieinamumo, todėl jo kitimo tendencijos yra analogiškos organinių teršalų koncentracijos kitimui. Denitrifikacijai naudojant kietąjį organinės anglies šaltinį, iš pradžių pasiekiamas didelis nitratų šalinimo efektyvumas, tačiau ilgainiui ištirpusi organinė anglis yra išplaunama (ko pasėkoje organinių teršalų koncentracija ištekančiose nuotekose sumažėja), dėl ko sumažėja ir nitratų šalinimo efektyvumas. Išplovus ištirpusią organinę anglį iš užpildo, denitrifikacijos procesas stabilizuojasi, bet jo efektyvumas jau nebėra toks didelis kaip pradžioje. Siekiant atstatyti nitratų šalinimo efektyvumą, reikia papildyti reaktorių nauju užpildu (Aslan ir Turkman 2005). Cameron ir Schipper (2010) atliktų bandymų su skirtingais užpildais metu pirmus dešimt mėnesių nitratų šalinimo greičiai mažėjo, o likusį tyrimų laikotarpį (10–23 mėnuo) nitratų šalinimo procesas buvo stabilus.

Denitrifikacijai naudojant užpilde esantį anglies šaltinį, mažėja užpildo tūris. Aslan ir Turkman (2005) tyrė nitratų ir pesticidų šalinimą iš geriamojo van-

dens panaudojant kviečių šiaudus ir tyrimų pabaigoje kviečių šiaudų svoris buvo 23,4 % mažesnis negu tyrimų pradžioje, o 1 g azoto pašalinti buvo sunaudota 24 g šiaudų. Soares ir Abeliovich (1998) atliktų tyrimų metu 1 g azoto pašalinti buvo sunaudota 11 g šiaudų.

Be to, Aslan ir Turkman (2005) nustatė, kad, kai ištirpusios organinės anglies koncentracija vandenyje sumažėja iki 45 mg/l, nitratų šalinimo efektyvumas tampa mažesnis negu 90 %.

Padidėjusios organinių teršalų koncentracijos valytose nuotekose gali neišvengiamai paveikti nuotekas priimančią vandens telkinį, todėl prieš išleidžiant valytas nuotekas į vandens telkinį gali tekti iš jų pašalinti organines medžiagas. Siekiant sumažinti organinių medžiagų koncentraciją ištekančiose nuotekose, Jeong *et al.* (2006) suskirstė biofiltrą su kylančia tėkme, kuriame vykdoma denitrifikacija, į dvi dalis: apatinėje dalyje buvo vykdoma denitrifikacija, kaip anglies šaltinis į ją buvo įterpiamas metanolis, o viršutinėje dalyje, aeruojant užpildą, vyko denitrifikacijos proceso metų nesunaudotų organinių junginių šalinimas.

Norint pasiekti balansą tarp organinių teršalų ir nitratų koncentracijų valytose nuotekose, galima reguliuoti užpildo ir nuotekų kontaktinį tūrį (Rolf *et al.* 1998). Tai galima padaryti keičiant vandens lygį reaktoriuje: kai organinių medžiagų koncentracija valytose nuotekose padidėja arba nitratų šalinimo efektyvumas pradeda mažėti, atitinkamai reikia žeminti arba kelti vandens lygį reaktoriuje. Taip pat galima keisti nuotekų tekėjimo reaktoriuje greitį: kai laikui bėgant organinės anglies kiekis, išplaunamas iš užpildo, mažėja, norint pasiekti tokį patį nitratų šalinimo efektyvumą, reikia mažinti nuotekų tekėjimo greitį (Soares ir Abeliovich 1998). Tačiau bet koku atveju, kai visa organinė anglis, esanti užpilde, bus suvartota, reaktorių reikės papildyti nauju užpildu.

Kai kurių užpildų denitrifikacijos greičiai gali būti labai dideli (pvz., Shao *et al.* (2009) tirtuose ryžių lukštuose denitrifikacijos greičiai siekė net 105 g NO₃-N/m³ užpildo/d), tačiau dažniausiai organinė anglis iš jų yra pakankamai greitai išplaunama, organinių teršalų koncentracijos ištekančiose nuotekose būna didelės ir tokius užpildus tenka keisti dažniau. Tokie užpildai vadinami nestabiliais (angl. *labile*). Tuo tarpu medienos tyrimų lauko sąlygomis rezultatai rodo, kad įrenginiuose su tokiu užpildu nitratai gali būti sėkmingai šalinami net 5–15 metų, o jų denitrifikacijos greitis priklausomai nuo vandens temperatūros ir nitratų koncentracijos gali siekti 2–22 g NO₃-N/m³ užpildo/d (denitrifikacinių rezervuarų – 2–10 g NO₃-N/m³ užpildo/d). Iki šiol ilgiausiai veikiantis denitrifikuojantysis bioreaktorius yra denitrifikacinė siena su medienos užpildu, skirta nuotekoms iš septiko valyti. Ji buvo pastatyta Kanadoje 1992 metais ir po 15 eksploatacijos metų jos denitrifikacijos greitis buvo 4,6 mg NO₃-N//d, kas sudarė 50 % nuo bioreaktoriaus denitrifikacijos greičio pirmaisiais darbo metais (Robertson *et al.* 2008). Robertson (2010), tirdamas skirtingą laiką denitrifikacijai naudojamų medžio drožlių denitrifikacijos pajėgumą, nustatė, kad per pirmus

darbo metus medžio drožlių nitratų šalinimo greitis sumažėja maždaug 50 %, kadangi iš jų yra išplaunamos tirpios organinės medžiagos, tačiau vėliau nitratų šalinimo greitis stabilizuojasi ir išlieka pastovus ilgus metus (iki septynių metų). Taigi mediena dėl mažos kainos, ilgaamžiškumo, gero drėgmės palaikymo, didelio anglies ir azoto santykio (kuris svyruoja nuo 300:1 iki 30:1 priklausomai nuo medienos rūšies) yra potencialus organinės anglies šaltinis denitrifikacijos procesui (Cameron ir Schipper 2010, Schipper *et al.* 2010a, Schipper *et al.* 2010b).

Warneke *et al.* (2011) tyrė denitrifikuojančių bakterijų populiacijas įvairiuose organinės anglies šaltiniuose (pušies drožlės ir pjuvenos, eukalipto drožlės, kukurūzų burbuolių kotai, kviečių šiaudai, žalias kompostas), pasiekiuose stabilią būseną (t. y. kuriuose jau įvyko pirminis organinių medžiagų išplovimas) ir nustatė, kad didžiausias denitrifikuojančių bakterijų kiekio ir bendro bakterijų kiekio santykis yra reaktoriuose su medžio drožlių užpildu, o mažiausias santykis aptiktas reaktoriuose su žaliu kompostu ir kukurūzų burbuolių kotais. Taigi pastaruosiuose reaktoriuose pastebimą organinės anglies dalį gali suvartoti kitos, ne denitrifikuojančios, bakterijos ar kiti mikroorganizmai, o reaktoriuose su medžio drožlėmis didžioji anglies dalis bus suvartojama denitrifikuojančių bakterijų. Kita vertus, būtent kukurūzų burbuolių kotai pasižymėjo didžiausiu nitratų šalinimo greičiu, tačiau tuo pat metu organinių medžiagų koncentracija iš šio filtro ištekančiose nuotekose irgi buvo didžiausia. Be to, filtre su kukurūzų burbuolių kotais išsiskyrė didžiausias metano – vienų iš šiltnamio dujų – kiekis. Medžio drožlių užpildai nepasižymėjo tokiais dideliais nitratų šalinimo greičiais, tačiau nitratų šalinimas juose buvo stabilus, o minėtų trūkumų jie irgi neturėjo, todėl autoriai denitrifikacijai siūlo naudoti kukurūzų burbuolių kotų ir medžio drožlių mišinį.

Iš denitrifikuojančiųjų reaktorių ištekančių nuotekų deguonies koncentracija būna mažesnė negu įtekančių nuotekų (Robertson 2010, Warneke *et al.* 2011). Gibert *et al.* (2008) nustatė, kad didžiausias deguonies koncentracijos sumažėjimas įvyksta viršutinėje vertikalaus denitrifikuojančiojo reaktoriaus dalyje, taigi būtent viršutinis užpildo sluoksnis skirtas denitrifikacijai reikalingoms anoksiniams sąlygoms sudaryti.

Soares ir Abeliovich (1998) tirdami kviečius, Ovez *et al.* (2006) tirdami saldymedžio šaknis ir didžiąsias nendres kaip galimą anglies šaltinį geriamojo vandens denitrifikacijai, Tsui *et al.* (2007) tirdami komposto panaudojimą šalinant nitratus iš žemės ūkio drenažinių vandenų, nustatė, kad nitratų šalinimo efektyvumui įtakos turi nuotekų tekėjimo per užpildą greitis/debitas. Esant dideliems greičiams/debitams, nuotekų hidraulinis išbuvimo laikas reaktoriuje mažėja, be to iš reaktoriaus gali būti išplauti celiuliozės hidrolizę katalizuojantys enzimai, kuriuos išskiria denitrifikuojančios bakterijos, gali būti išplautos pačios bakterijos arba ištirpusi organinė anglis, todėl nitratų šalinimo efektyvumas sumažėja. Tačiau Ovez *et al.* (2006) pastebėjo, kas po debito padidinio praėjus

tam tikram laiko tarpui, denitrifikacijos efektyvumas vėl pradeda didėti. Tuo tarpu Aslan ir Turkman (2005) nenustatė priklausomybės tarp nuotekų tekėjimo greičių ir nitratų šalinimo efektyvumo, tačiau jų darbe tirtųjų greičių intervalas buvo nedidelis (0,014–0,086 m/h).

Aslan ir Turkman (2004) nustatė, kad denitrifikacijai įtakos turi ir valomo vandens temperatūra: kai temperatūra buvo didesnė negu 20 °C, nitratų šalinimo efektyvumas siekė daugiau negu 90 %; temperatūrai nukritus žemiau 20 °C (tirtas 5–15 °C intervalas), nitratų šalinimo efektyvumas neviršijo 20 %. Cameron ir Schipper (2010) ir Warneke *et al.* (2011) atliktų bandymų metu visuose tirtuose užpilduose, išskyrus kukurūzų burbulių kotus, denitrifikacija irgi vyko geriau esant aukštesnei temperatūrai.

Cameron ir Schipper (2010) nustatė, kad nuotekų išbuvimo trukmė reaktoriuje priklauso nuo užpildo dalelių dydžio: didėjant dalelių dydžiui, didėja poringumas, todėl ilgėja ir nuotekų išbuvimo trukmė, o ilgėjant nuotekų išbuvimo trukmei, organinių medžiagų koncentracijos valytose nuotekose irgi didėja. Tačiau remiantis įvairių mokslininkų tyrimais galima teigti, kad užpildo dalelių dydis denitrifikacijai įtakos neturi. Robertson *et al.* (2000) tyrimų metu pastebėjo, kad užpildo dalelės pasidengė tamsiu apvalkalu, kuriame, jo manymu, vyksta denitrifikacija. Didesnių dalelių atveju šis apvalkalas prasiskverbė keliais milimetrais gilyn į dalelių vidų, o giliau dalelės liko nepakitusios. Mažesnės dalelės buvo tamsios ir išorėje, ir viduje. Nustatyta, kad esant didesnėms užpildo dalelėms, jo hidraulinis pralaidumas mažėja. Tai sietina su tuo, kad po didesnėmis dalelėmis susikaupia azoto dujų burbuliukai, kurie ir sumažina hidraulinį pralaidumą (Cameron ir Schipper 2010).

Tyrimų rezultatai rodo, kad iš principo medienos rūšis denitrifikacijos efektyvumui įtakos neturi, tačiau reikia pastebėti, kad kietmedis dėl savo didesnio tankio gali ilgiau išlaikyti savo fizines savybes negu minkšta mediena (Schipper *et al.* 2010a). Cameron ir Schipper (2010) atliktų bandymų pradžioje (pirmi 10 mėnesių) nitratų šalinimas geriau vyko kietmedyje, o paskui – 10–23 mėnesiais – skirtumo tarp denitrifikacijos efektyvumo kietoje ir minkštoje medienoje nebuvo.

Tyrimai taip pat rodo, kad jei užpildas yra nepanardintas, anglies kiekis jame mažėja daug greičiau negu panardinto užpildo atveju. Moorman *et al.* (2010) ištyrė anglies kiekį medienos skiedrose po aštuonerių bioreaktoriaus darbo metų ir nustatė, kad nepanardintose vandenyje skiedrose anglies liko tik 25 % nuo pradinio kiekio, o panardintose skiedrose anglies liko daugiau negu 80 %.

Shao *et al.* (2009) atliko bandymus panaudojant ryžių lukštus kaip anglies šaltinį kolonoje su į viršų kylančia tėkme ir nustatė, kad didėjant nitratų koncentracijai atitekančiose nuotekose, mažėja nitratų šalinimo efektyvumas. Tai paaiškinama tuo, kad didėjant nitratų koncentracijai atitekančiose nuotekose, anglies ir azoto santykis mažėja.

Bandymų metu taip pat buvo nustatyta, kad deguonies koncentracija nuotekose ir pH nitratų šalinimui didelės įtakos neturi (ištirpusio deguonies koncentracija atitekančiose nuotekose bandymų metu buvo 1,2–4,2 mg/l, pH 6,5–8,5).

1.5. Fosforo šalinimas naudojant užpildus

Fosforas yra būtinas elementas normaliam ekosistemų funkcionavimui, tačiau dideli fosforo kiekiai, patenkantys į vandens telkinius, gali sukelti eutrofikacijos procesą, todėl šiuos kiekius reikia kontroliuoti (Vohla *et al.* 2009).

Nuotekose fosforas būna organinės ir neorganinės (orto- ir polifosfatai) formos, tirpios ir netirpios formos. Biologinio nuotekų valymo metu polifosfatai ir tirpi organinių fosfatų dalis suskaidomi iki ortofosfatų. Netirpus fosforas (kurį sudaro netirpi organinio fosforo dalis) gali būti lengvai pašalintas pirminio nusodinimo metu, o tirpus fosforas (tiksliau ortofosfatai) iš nuotekų gali būti šalinamas cheminiu arba biologiniu būdu (Tchobanoglous 2003).

Dažniausiai biologiniu būdu fosforas šalinimas veikliojo dumblo sistemose, o biologinis fosforo šalinimas reaktoriuose su prisitvirtinusia biomase nėra paplitęs, nes tai yra sudėtingas procesas. Fosforą kaupiantiems mikroorganizmams reikia besikeičiančių aplinkos sąlygų. Veikliojo dumblo sistemose skirtingos sąlygos palaikomos skirtinguose rezervuaruose, tarp kurių cirkuliuoja biomasė. Biofiltre biomasė yra prisitvirtinusi prie laikmens, todėl šiuo atveju skirtingos sąlygos turi būti užtikrintos viename reaktoriuje, o tai gali būti sudėtinga. Be to, siekiant pašalinti fosforą bioplėveliniame reaktoriuje, turi būti vykdomas jo plovimas, kurio metu šalinami fosforą sukaupę mikroorganizmai. Plovimas turi būti vykdomas tada, kai mikroorganizmai sukaupė tiek daug fosforo, kiek tik galėjo, taigi šį procesą yra sunku optimizuoti. Šalinant fosforą biofiltre, taip pat reikia kontroliuoti bioplėvelės storį, kas irgi gali būti sudėtinga (Falkentoft *et al.* 1999).

Keplinger *et al.* (2004) apskaičiavo, kad mažose gyvenvietėse biologinis fosforo šalinimas panaudojant veiklųjį dumblą ir cheminis fosforo šalinimas dozuojuojant reagentus yra ekonomiškai netinkamas. Kitas būdas pašalinti fosforą yra nuotekų filtravimas per užpildus, kurių sudėtyje esantys elementai suriša fosforą. Mokslininkai tyrė įvairių užpildų naudojimą fosforui šalinti – smėlį, smulkintą marmurą, vermikulitą, kalcitą, klintį, ceolitą, šulgitą, alūnitą, oliviną, kriauklelių smėlį, *Filtralite P*, *Polonite*, *Nordkalk Filtra P*, volastonitą, alūną, šlaką iš aukštakrosnių (angl. *blast furnace slag*), šlaką iš elektros lanko krosnių (angl. *electric arc furnace slag*), durpes, šlaką, susidarantį naftingųjų skalūnų deginimo metu (angl. *oil-shale ash*), ochrą, geležies drožles (Adam *et al.* 2007b, Arias *et al.* 2001, Aškinis 2011, Brix *et al.* 2001, Camargo Valero *et al.* 2009, Chazarenc *et al.* 2007, Gustafsson *et al.* 2008, Heal *et al.* 2003, Hedstrom 2006b, Hedstrom ir Rastas 2006, Heistad *et al.* 2006, Koiv *et al.* 2009, Korkusuz *et al.* 2005, Mor-

tula ir Cagnon 2007, Nelin 2008, Ozacar 2003, Rastas Amofah ir Hanaeus 2006, Renman 2008, Rolf *et al.* 1998, Sovik ir Klove 2005, Strusevičius ir Strusevičienė 2003, Wium-Andersen *et al.* 2012). Dauguma užpildų buvo tiriama maišymo (angl. *batch study*) ir kolonos (angl. *column study*) bandymų metu, tačiau kai kurie iš jų buvo ištirti ir lauko bandymų (angl. *field trials*) metu (Johansson Westholm 2006). Realiuose NVĮ, ypač Skandinavijos šalyse, plačiausiai yra naudojami specialiai fosforui šalinti gaminami sorbentai *Filtralite P* ir *Nordkalk Filtra P* (Hedstrom 2006a).

Visi užpildai, naudojami fosforui šalinti, gali būti suskirstyti į tris grupes:

1. Natūralios medžiagos – jos gali būti papildomai apdorotos, t. y. susmulkintos arba išdegintos, siekiant padidinti jų sorbcinę gebą.
2. Pramonės ir gamybos atliekos – jos gali būti suskirstytos į atliekas, susidarancias plieno gamybos metu (pvz., šlakas iš aukštakrosnių ir elektros lanko krosnių), atliekas, susidarancias rūdos gavybos pramonėje (pvz., ochra), bei atliekas, susidarancias šilumos jėgainėse ir elektrinėse (pvz., anglies degimo produktai anglimi kūrenamose elektrinėse (angl. *fly ash* ir *bottom ash*)).
3. Specialiai fosforui šalinti gaminami sorbentai – tai mažo svorio užpildai (angl. *light weight aggregates*), arba kitaip lengvi išplėsto molio užpildai (angl. *light-expanded clay aggregates*), kuriems priklauso *Filtralite P* (Maxit AS, Norvegija); jie gaminami deginant molį aukštoje (>1000 °C) temperatūroje – degdamas jis plečiasi ir virsta inertinėmis keraminėmis dalelėmis su kietu paviršiumi ir poringu vidumi; iš pradžių šios medžiagos buvo gaminamos pastatams apšiltinti, tačiau dabar jos naudojamos ir fosforui šalinti; *Nordkalk Filtra P* (Nordkalk, Suomija) gaminamas deginant klinties, gipso ir geležies oksidų mišinį aukštoje temperatūroje, o *Polonite* (Bioptech AB, Švedija) – deginant opoką aukštoje temperatūroje (Cucarella ir Renman 2009, Gustafsson *et al.* 2008, Hedstrom 2006a, Johansson Westholm 2006, Opoku 2007, Vohla *et al.* 2009).

Užpildai fosforui šalinti sąlygiškai vadinami sorbentais, nes sorbcijos terminas aprėpia daug procesų – adsorbciją, jonų mainus, nusodinimą. Adsorbcija ir nusodinimas vyksta užpildo dalelių paviršiuje, o jonų mainų metu ištirpęs fosforas patenka į užpildo struktūrą (Nelin 2008).

Fosforo šalinimas panaudojant užpildą gali būti vykdomas pripildžius užpildo grunto ir augalų filtrą arba specialiai tam skirtą talpyklą (Johansson Westholm 2006). Antrasis būdas yra patogesnis, kadangi panaudotą užpildą yra lengviau išimti ir pakeisti nauju (Hedstrom 2006a).

Specialiai fosforui šalinti sukurtų sorbentų fosforo sorbcinė geba būna 10–100 kartų didesnė negu natūralių medžiagų arba pramonės ir gamybos atliekų.

Mažiausią fosforo sorbcinę gebą turi gruntas, smėlis ir anglies degimo produktai su mažu kalcio jonų kiekiu – 0,001–0,020 g P/kg užpildo (Vohla *et al.* 2009). Norint pagerinti fosforo šalinimą, galima naudoti kelių užpildų mišinį. Pavyzdžiui, Gervin ir Brix (2001) tyrė fosforo šalinimą žvyro ir smulkinto marmuro mišinyje: čia žvyras užtikrino gerą hidraulinį pralaidumą, o marmuras pasižymėjo didele fosforo sorbcine geba. Chazarenc *et al.* (2010) tyrė fosforo šalinimą šlako, susidarancio plieno gamybos metu, ir nuosėdinių uolienu (apatito ir ceolito) mišinyje: šiuo atveju šlakas užtikrino gerą fosforo šalinimą, o uolienos buvo skirtos padidėjusiam pH mažinti.

Idealus užpildas fosforui šalinti turi pasižymėti ne tik didele sorbcine geba, bet ir geru hidraulinio pralaidumu, tam tikromis fizinėmis-cheminėmis savybėmis, būti pigus ir lengvai prieinamas bei turėti galimybę būti pakartotinai panaudotam (Adam *et al.* 2007b).

Užpildo fosforo sorbcinė geba yra svarbus parametras, kuris leidžia įvertinti užpildo ilgalaikiškumą. Ji nustatoma maišymo bandymų metu. Tačiau iki šiol nėra sukurta unifikuotos užpildų sorbcinės gebos nustatymo metodikos. Dėl šios priežasties mokslininkai gauna skirtingas tų pačių užpildų sorbcinės gebos reikšmes ir todėl, lyginant skirtingų užpildų sorbcinę gebą ir vertinant šių užpildų panaudojimo galimybę realiomis sąlygomis, reikia būti atsargiems (Adam *et al.* 2007a, b, Cucarella ir Renman 2009, Sovik ir Klove 2005). Adam *et al.* (2007a) pasiūlė taikyti standartinį maišymo bandymo metodą. Šiuo metodu nustatyta skirtingų užpildų sorbcinė geba gali būti lyginama, tačiau šis metodas nėra tinkamas įvertinti užpildo panaudojimo galimybę realiomis sąlygomis, kadangi bandymų metu neatkartojami procesai, vykstantys realiuose NVĮ. Tam reikalingi ilgalaikiai kolonos ar lauko bandymai, kurie atkartos realias sąlygas (fosforo koncentraciją valomose nuotekose, hidraulinės apkrovos, kt.)

Jei užpildo fosforo sorbcinė geba skaičiuojama remiantis kolonos ar lauko bandymų metu gautais rezultatais, ji paprastai būna mažesnė negu nustatyta maišymo bandymų metu. Pavyzdžiui, aukštakrosnių šlako fosforo šalinimo efektyvumas, nustatytas laboratorinių (maišymo) bandymų metu, siekia 95–100 %, o lauko bandymų metu jo efektyvumas lygus tik 40–53 % (Johansson Westholm 2010). Ši neatitikimą sąlygoja įvairios priežastys, pvz., kitų jonų (Cl^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-}) buvimas nuotekose, kurie irgi gali reaguoti su užpildu (Adam *et al.* 2007b).

Fosforo šalinimas panaudojant užpildą vyksta fosforui reaguojant su užpilde esančiais kalcio, geležies ar aliuminio jonais ir sudarant su jais netirpius junginius. Vėliau fosforo prisotintas užpildas gali būti naudojamas kaip trąša žemės ūkio sektoriuje, kas yra labai naudinga, kadangi mokslininkų yra paskaičiuota, kad pasaulinių fosforo išteklių gali užtekti tik keliems dešimtmečiams. Be to, trąšų, kurių sudėtyje yra fosforo, kainos vis didėja. Reikia pastebėti, kad fosforas, surištas su kalcio jonais, augalų yra pasisavinamas lengviau negu fosforas,

surištas su geležies ar aliuminio jonais, todėl fosforui šalinti turi būti skatinamas užpildų, kurių sudėtyje yra kalcio jonų, naudojimas. Kita vertus, šie užpildai kalkina dirvožemį, kas tam tikrai atvejais gali būti nepageidaujama. Taip pat reikia įvertinti tai, kad kai kurie užpildai (šlakai iš elektros lanko krosnių ir aukštakrosnių bei anglies degimo produktai anglimi kūrenamose elektrinėse) gali absorbuoti ne tik fosforą, bet ir toksines medžiagas, pavyzdžiui, sunkiuosius metalus. Tokių užpildų panaudojimas žemės ūkyje yra nepriimtinas (Hedstrom 2006a, Johansson Westholm 2006, Martin *et al.* 2009, Vohla *et al.* 2009).

Didesnis fosforo kiekis absorbuojamas tų užpildų, kuriuose kalcis yra CaO ir Ca(OH)_2 junginių pavidalu, o užpildai, kuriuose kalcis yra CaCO_3 junginio pavidalu, absorbuoja mažesnę fosforo kiekį (Adam *et al.* 2007b). Paprastai užpildų, turinčių savyje kalcio jonų, deginimas padidina jų fosforo sorbcinę gebą, kadangi degimo metu užpilduose esantis kalcio karbonatas CaCO_3 virsta kalcio oksidu CaO . Be to, kuo didesnė yra deginimo temperatūra, tuo didesnis kalcio oksido kiekis susidaro (Vohla *et al.* 2009).

Fosforui šalinti panaudojant užpildus, kurių sudėtyje yra kalcio, valytų nuotekų pH gali viršyti leistinas normas, todėl gali prireikti nuotekas rūgštinti arba papildomai valyti jas durpių filtre (Vohla *et al.* 2009). Be to, mažo svorio užpildų atveju gali vykti kalcio išplovimas iš užpildo – iš užpildo išplaunamas kalcis nusėda ant vamzdžių CaCO_3 pavidalu ir gali juos užkimšti (Adam *et al.* 2007a).

Adam *et al.* (2005), tirdami *Filtralite P* užpildą, ir Sovik ir Klove (2005), tirdami kriauklelių smėlį, horizontalios tėkmės bandomuosiuose stenduose nustatė, kad didžiausias fosforo kiekis yra pašalinamas ties nuotekų įtekėjimo į įrenginį vieta, o tolstant nuo įtekėjimo vietos pašalinto fosforo kiekis mažėja. Renman (2008) ir Gustafsson *et al.* (2008), tirdami įvairių užpildų panaudojimo galimybes šalinant iš nuotekų fosforą vertikaliose kolonose, taip pat nustatė, kad fosforas daugiausia pašalinamas viršutiniame užpildo sluoksnyje. Realiose NVĮ absorbuoto fosforo pasiskirstymas užpildo tūryje gali būti įvairus. Pavyzdžiui, Zhu (1998) nustatė, kad didžiausias fosforo kiekis yra absorbuojamas ties įtekėjimo į įrenginį, užpildytu mažo svorio užpildu, vieta, o Adam *et al.* (2006) atliktų bandymų su požeminės tėkmės grunto ir augalų filtru, užpildytu *Filtralite P* užpildu, metu didesnis fosforo kiekis buvo absorbuotas ties ištekėjimo vieta. Skirtingas absorbuoto fosforo pasiskirstymas realiose NVĮ gali būti paaiškintas tuo, kad dideliame įrenginyje skirtingose vietose tokie parametrai kaip hidraulinis pralaidumas, užpildo dalelių dydis ir poringumas gali būti skirtingi. Taigi erdvinis absorbuoto fosforo pasiskirstymas, gautas laboratorinių bandymų metu, ne visada atkartos absorbuoto fosforo pasiskirstymą realiose NVĮ (Adam *et al.* 2007a).

Paprastai kuo mažesnis užpildo dalelių dydis, tuo geriau pašalinamas fosforas, kadangi tuo didesnis yra užpildo savitasis paviršiaus plotas. Kita

vertus, mažesnio skersmens užpildai labiau linkę užsikimšti. Užpildo užsikimšimą, nepriklausomai nuo jo dalelių skersmens, taip pat skatina didelis skendinčiųjų ir organinių medžiagų kiekis valomose nuotekose bei bioplėvelės formavimasis ant užpildo paviršiaus. Taip pat nustatyta, kad, kai nuotekose yra daug organinių medžiagų, užpildas gali blogiau šalinti fosforą. Dėl šių priežasčių prieš tiekiant nuotekas į reaktorių su užpildu fosforui šalinti jos turi pereiti mechaninio ir biologinio valymo grandis, kuriose būtų pašalintos organinės ir skendinčiosios medžiagos. Kuo geriau šiose grandyse yra šalinamos minėtos medžiagos, tuo smulkesnį užpildą galima naudoti (Hedstrom 2006a, Nelin 2008, Vohla *et al.* 2009).

Tačiau reikia pastebėti, kad filtras su užpildu gali užsikimšti ir dėl paties užpildo suirimo. Gustafsson *et al.* (2008) ir Renman (2008) atliktų tyrimų metu buvo nustatyta, kad *Filtra P* užpildas pasižymi didele fosforo sorbcine geba, tačiau buvo pastebėtas jo irimas – iš kolonos su *Filtra P* užpildu ištekančios nuotekos buvo geltonai-rudos spalvos ir ilgainiui kolona užsikimšo.

Didelis užpildo pH ir poringumas, didesnis kalcio, geležies, aliuminio jonų kiekis užpilde, aukštesnės temperatūros, didesnės fosforo koncentracijos valomose nuotekose pagerina fosforo šalinimą (Cucarella ir Renman 2009, Vohla *et al.* 2009). Kita vertus, mokslininkai nenustatė stipraus ryšio tarp fosforo šalinimo ir hidraulinės nuotekų išbuvoimo užpilde trukmės, tačiau apibendrinti rezultatai rodo, kad egzistuoja optimali nuotekų išbuvoimo trukmė, kuriai esant fosforo šalinimas vyksta geriausiai (Vohla *et al.* 2009).

1.5.1. *Filtralite P* sorbentas fosforui šalinti

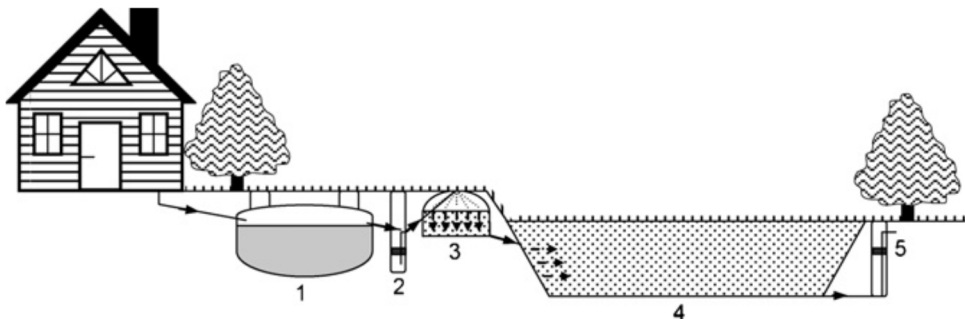
Filtralite P yra specialiai fosforui šalinti sukurtas užpildas, savo sudėtyje turintis didelį kalcio ir magnio oksidų – CaO ir MgO – kiekį ir kuris yra ypač populiarus Norvegijoje, kurioje ir yra gaminamas (Adam *et al.* 2007b, Vohla *et al.* 2009). Norvegijoje šis užpildas paprastai yra naudojamas kaip grunto ir augalų filtrų užpildas (Rastas Amofah ir Hanaeus 2006).

Galima išskirti tokius *Filtralite P* privalumus:

- Didelė fosforo sorbcinė geba, nustatyta laboratorinėmis sąlygomis – Jenssen ir Krogstad (2003) nustatė, kad *Filtralite P* sorbcinė geba gali siekti 12 g P/kg užpildo.
- Prisotintas fosforo užpildas gali būti naudojamas kaip trąša žemės ūkio sektoriuje.
- Geras hidraulinis pralaidumas.
- Užpildas yra plačiai ištirtas maišymo, kolonos ir lauko bandymų metu (Adam *et al.* 2007a).

Kita vertus, fosforui šalinti panaudojant *Filtralite P*, valytų nuotekų pH gali viršyti leistinas normas (Vohla *et al.* 2009). Be to, *Filtralite P* yra kritikuojamas dėl didelių energijos sąnaudų, reikalingų jo gamybai. Taip pat jis yra pakankamai brangus (Adam *et al.* 2007a). Galiausiai, tokie įrenginiai užima daug vietos, kas apriboja jų naudojimą mažo ploto namų valdose.

Šiaurės Europos šalių rekomendacijose nurodoma, kad prieš patenkant į *Filtralite P* sluoksnį, nuotekos turi būti išvalytos septyke ir biofiltre: septyke bus šalinamos skendinčiosios medžiagos, o biofiltre vyks organinių medžiagų šalinimas ir nitrifikacija (Jenssen *et al.* 2010, Follesdal 2005). Tipinė individualaus buitinių NVĮ schema, taikoma Šiaurės Europos valstybėse, pavaizduota 1.5 paveiksle.



1.5 pav. Tipinė individualaus buitinių NVĮ schema, taikoma Šiaurės Europos valstybėse:
1 – septykas, 2 – siurblinė, 3 – biofiltras, 4 – *Filtralite P* sluoksnis,
5 – valytų nuotekų šulinys (Jenssen *et al.* 2010)

Fig. 1.5. General layout of the individual wastewater treatment system applied in Northern Europe countries: 1 – septic tank, 2 – pump well, 3 – aerobic biofilter, 4 – subsurface horizontal flow filter bed with *Filtralite P*, 5 – outlet well (Jenssen *et al.* 2010)

Pagal Šiaurės Europos šalių rekomendacijas nuotekų valymo sistemoms su *Filtralite P* užpildu įrengti, norint turėti ne didesnę negu 1 mg P/l fosforo koncentraciją valytose nuotekose 15 metų bėgyje, šeimai iš 5 žmonių (kai vandens suvartojimas lygus 200 l/d/žm, o bendrojo fosforo koncentracija nuotekose, tiekiamose į *Filtralite P* užpildą, lygi 10 mg P/l) reikalinga 40 m³ *Filtralite P* užpildo. Esant tokiam tūriui, *Filtralite P* sluoksnio gylis turi būti 1 m, ilgis – 9 m, plotis – 4,5 m (arba ilgis – 6,7 m, plotis – 6 m) (Adam *et al.* 2007a, Follesdal 2005, Hedstrom 2006a), o nuotekų išbuvimo trukmė tokiaime sluoksnyje turi būti mažiausiai 10 parų (Follesdal 2005). Jenssen *et al.* (2010) atliktų bandymų metu NVĮ su tokiu užpildo kiekiu pasiekė didesnę negu 90 % fosforo šalinimo efektyvumą.

Adam *et al.* (2007a) nurodo, kad mažesnei negu 1 mg P/l koncentracijai pasiekti užtektų ir mažesnio užpildo tūrio. Pavyzdžiui, Heistad *et al.* (2006) trijų metų bėgyje tyrė NVĮ, skirtą vienos šeimos gyvenamajam namui ir susidedantį iš septiko, laistomojo filtro ir kylančios tėkmės filtro su *Filtralite P* užpildu, kurio tūris buvo 6 m³. Toks tūris buvo apskaičiuotas įrenginio 5 metų darbui. Šios sistemos trijų metų vidutinis fosforo šalinimo efektyvumas siekė 99,4 %. Kompaktiškesnės sistemos ypač tinkamos mažoms teritorijoms ir vietovėms su sudėtingu reljefu. Tačiau reikia prisiminti, kad tokiose sistemose *Filtralite P* užpildą reikia keisti dažniau, todėl jose *Filtralite P* užpildą patogiau laikyti talpyklose, o ne užkasti jį į gruntą (Jenssen *et al.* 2010).

Adam *et al.* (2005) nustatė, kad *Filtralite P* užpildas prisotinamas greičiau, esant didesnėms fosforo koncentracijoms valomose nuotekose, tačiau fosforo šalinimas nepriklauso nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos. Be to, netiekiant į užpildą nuotekų tam tikrą laiką, t. y. duodant užpildui „pailsėti“, jo sorbcinė geba atsistato ir fosforo koncentracija valytose nuotekose tam tikram laikui sumažėja.

1.5.2. Medžiagų, turinčių savo sudėtyje geležies jonų, naudojimas fosforui šalinti

Fosforas gali būti šalinamas dozuojuojant į nuotekas geležies druskas, tačiau fosforas taip pat gali būti šalinamas panaudojant kietas medžiagas, turinčias savo sudėtyje geležies jonų. Kang *et al.* (2003) tyrė fosforo šalinimą iš nuotekų po pagrindinio valymo, panaudojant mineralų ferihidrito, petito ir hematito (konkrečiu atveju sukurtų laboratorijoje) miltelius. Heal *et al.* (2003) tyrė fosforo šalinimą iš nuotekų panaudojant ochrą – atlieką, susidarančią valant nešvarius vandenį iš kasyklų, o Moelants *et al.* (2011) – smėlį, naudojamą geležiai geriamojo vandens ruošimo įrenginiuose šalinti. Choung ir Jeon (2000) pritaikė kitą – anaerobinės mikrobinės korozijos – metodą fosforui šalinti. Šio metodo esmė yra tame, kad geležis (konkrečiu atveju geležinės veržlės, panardintos vandenyje) oksiduojasi veikiamą sulfatų šalinančių bakterijų veiklos, oksiduojantis išsiskiria trivalentė geležis, kuri, jungdamasi su fosfatais, esančiais nuotekose, sudaro silpnai tirpius junginius.

Rolf *et al.* (1998) ir Burde *et al.* (2001) tyrė geležies drožlių panaudojimą fosforui šalinti: aerobinėmis sąlygomis oksiduojantis drožlėms, išsiskiria trivalentė geležis, kuri jungiasi su fosfatais ir sudaro silpnai tirpius junginius. Autoriai pastebi, kad geležies drožlės, kaip ir kitus fosforui šalinti skirtus užpildus, periodiškai reikia keisti, kadangi laikui bėgant yra sunaudojami visi jose esantys geležies jonai, tačiau reikia pastebėti, kad pakartotinas atliekų panaudojimas yra skatintinas reiškinys.

1.6. Tretinio nuotekų valymo, pagrįsto filtracija, įrenginiai. Juose naudojami užpildai

Tretinis nuotekų valymas (angl. *tertiary wastewater treatment* arba *effluent polishing*) plačiaja prasme suprantamas kaip bet koks nuotekų valymo procesas, įgyvendinamas po pagrindinio nuotekų valymo (angl. *secondary wastewater treatment*). Jo metu dar labiau didinamas teršalų, kurie buvo šalinami pagrindinio valymo grandyje, šalinimo efektyvumas (Smith ir Scott 2005).

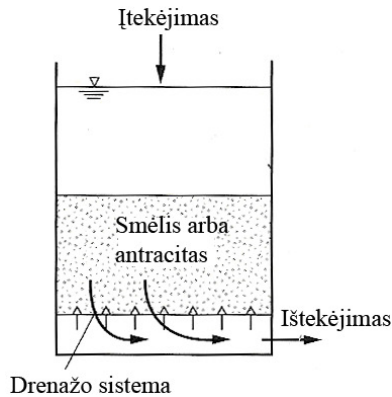
Jei tretinio nuotekų valymo metu siekiama pašalinti tik skendinčiąsias medžiagas, tam tikslui gali būti naudojama mechaninė filtracija. Jei tretinio nuotekų valymo metu norima pašalinti organines ir(ar) biogenines medžiagas, gali būti naudojami įrenginiai, kurių veikimas pagrįstas biologine filtracija.

Mechaninės filtracijos metu skendinčiosios medžiagos šalinamos filtruojant nuotekas per užpildo sluoksnį. Pirmasis mechaninis filtras buvo lėtasis smėlio filtras, kurio filtravimo greitis siekė 30–60 l/m²/d. Šiuo metu plačiai naudojami greitieji smėlio filtrai (filtravimo greitis – 80–200 l/m²/d), kurie gali išvalyti didesnius nuotekų kiekius užimdami mažiau vietos. Mokslininkai taip pat tyrė nuotekų valymą filtruose su sintetinių granuliu, geotekstilės, daužyto stiklo, finikinių palmių plaušo užpildais (Horan ir Lowe 2007, Mongirdas ir Dapkienė 2007, Riahi *et al.* 2009, Tchobanoglous 2003). Pagrindinė tokio filtro užpildo charakteristika yra dalelių dydis. Jei dalelės yra per smulkios, filtras gali greičiau užsikimšti, o jei dalelės yra per stambios, tikėtina, kad toks užpildas nesulaikys didelės dalies skendinčiųjų medžiagų (Tchobanoglous 2003).

Mechaninius filtrus reikia plauti, kadangi ilgainiui valytų nuotekų kokybė blogėja ir pradeda didėti slėgio nuostoliai. Mechaninio valymo filtrai gali būti skirstomi pagal tai, ar jie plovimui yra išjungiami ar paliekami dirbti (Tchobanoglous 2003).

Mechaniniai filtrai taip pat gali būti skirstomi pagal užpildo gylį (gilūs, negilūs ir vidutinio gylio (tradiciniai), pagal naudojamų užpildų skaičių (vieno ir dviejų užpildų), pagal nuotekų tiekimą (su kylančia ir besileidžiančia tėkme), pagal nuotekų tekėjimo pobūdį (gravitaciniai ir slėginiai). 1.6 paveiksle pavaizduotas mechaninis filtras su besileidžiančia tėkme ir vienu užpildu.

Biologinės filtracijos metu teršalai yra šalinami pasitelkiant mikroorganizmus, prisitvirtinusius prie filtre įrengto laikmens. Kartais, kai laikmens struktūra yra tinkama, kartu su biologiniu teršalų šalinimu gali būti vykdoma ir mechaninė filtracija. Pavyzdžiui, amoniui, organinėms ir skendinčiosioms medžiagoms iš nuotekų šalinti Payraudeau *et al.* (2001) panaudojo biofiltrą su *Biostyrene* laikmeniu ir kylančia tėkme, kuriame vykdomas *Biostyr* procesas, o Pujol *et al.* (1998) – biofiltrą su *Biolite* laikmeniu ir kylančia tėkme, kuriame vykdomas *Biofor* procesas.



1.6 pav. Tradicinis mechaninis filtras (Tchobanoglous 2003)

Fig. 1.6. Conventional granular medium filter (Tchobanoglous 2003)

Shoji *et al.* (2008) tyrė, kokios bakterijos dominuoja skirtingo tipo biop-lėveliniuose reaktoriuose, skirtuose tretiniam nuotekų valymui. Nustatyta, kad tretinio valymo biofiltruose dominuoja autotrofinės ir oligotrofinės bakterijos, o heterotrofinėms bakterijoms augti organinės anglies koncentracija nuotekose yra nepakankama. Taip pat buvo nustatyta, kad nitrifikuojančių bakterijų kiekis priklauso nuo apkrovos amonio azotu: didesnės apkrovos amonio azotu skatina šių bakterijų augimą.

Van der Akker *et al.* (2008, 2010a,b) mažoms amonio koncentracijoms ($0,5\text{--}5,0\text{ mg NH}_4\text{-N/l}$) iš valytų nuotekų ir geriamojo vandens šalinti panaudojo didelės hidraulinės apkrovos ($148\text{--}900\text{ l/m}^2\text{/d}$) laistomuosius filtrus su plastikiniu modulinio laikmeniu. Tiekiamo į filtrus nuotekų/vandens debito reikšmės buvo pasirinktos tokiu būdu, kad tiriamųjų filtrų apkrovų teršalais reikšmės būtų panašios į įprastuose tretinės nitrifikacijos laistomuosiuose filtruose taikomas reikšmes. Bandymais nustatyta, kad nuo 90 iki 100 % amonio tokio tipo filtruose šalinama nitrifikacijos proceso metu, o amonio sumažėjimas dėl jo vartimo dujiniu amoniaku ir pastarojo pasišalinimo iš nuotekų (angl. *ammonia volatilisation*) sudaro labai nedidelę amonio šalinimo dalį. Tokio tipo filtruose nuotekų išbuvi-mo trukmė siekia tik porą minučių ($2,0\text{--}3,8\text{ min}$), tačiau šio laiko visiškai pa-kanka nitrifikacijos procesui sėkmingai vykti. Be to, jam pakanka ir natūralios ventiliacijos. Valomose nuotekose amonio koncentracijos yra mažos, todėl jos tampa pagrindiniu nitrifikaciją ribojančiu veiksniu, ypač gilesniuose filtro laik-mens sluoksniuose. Taigi nitrifikacija čia vyksta pagal pirmojo laipsnio kinetiką, priešingai negu tretinės nitrifikacijos laistomuosiuose filtruose, kuriose nitrifika-cijos procesas daugiausia priklauso nuo deguonies koncentracijos ir todėl vyksta pagal nulinio laipsnio kinetiką. Didžiausi nitrifikacijos greičiai tokiuose filtruose

pasiekiami filtro paviršiuje, o einant gilyn nitrifikacijos greičiai mažėja dėl mažėjančios amonio koncentracijos nuotekose.

Bandymų metu buvo nustatyta, kad dėl mažų amonio koncentracijų tokio tipo filtruose susidaro palankios sąlygos sraigėms apsigyventi (van der Akker *et al.* 2010a). Užsiveisusios sraigės daro neigiamą įtaką teršalų šalinimo procesui, kadangi jos minta bioplėvele, kurioje vyksta teršalų šalinimas: užsiveisus sraigėms amonio šalinimo efektyvumas sumažėjo nuo apytiksliai 65 % iki 33 %. Reikia pastebėti, kad sraigės filtruose neatsiranda savaime, jos atnešamos kartu su nuotekomis iš kitų šaltinių. Pavyzdžiui, van der Akker *et al.* (2010a) atliktų bandymų metu jos, tikėtina, atkeliavo su nuotekomis iš antinių nusodintuvų. Kaip nustatė van der Akker *et al.* (2010a) nuo sraigių užsiveisimo filtruose galima sėkmingai apsisaugoti ties įtekėjimo į filtrą vieta įrengus smulkų tinklėlį, kuris neleistų sraigėms patekti ant filtro laikmens.

Van der Akker *et al.* (2008, 2010a) nustatė, kad didelės hidraulinės apkrovos laistomuosiuose filtruose, į kuriuos tiekiamos mažos amonio koncentracijos, galima pasiekti 0,3–1,1 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ nitrifikacijos greičius, kurie yra lygūs tratinės nitrifikacijos laistomuosiuose filtruose pasiekiamiems greičiams. Tačiau nitrifikacijos efektyvumas tokiuose filtruose priklauso nuo apkrovos amonio azotu: kai ši apkrova yra mažesnė negu 0,7 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ valant valytas nuotekas arba 1,0 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2/\text{d}$ valant geriamąjį vandenį, galima pasiekti >90 % nitrifikacijos efektyvumą. Be to, nitrifikacijos procesui tokio tipo filtruose įtakos turi ir bioplėvelės amžius: bėgant laikui bioplėvelė tampa storesnė ir nitrifikuojančios bakterijos, pagrinde gyvenančios vidiniame bioplėvelės sluoksnyje, susiduria su deguonies trūkumu, dėl ko mažėja nitrifikacijos greičiai. Šiai problemai išspręsti filtras periodiškai gali būti plaunamas arba į jį gali būti tiekiamas padidintas nuotekų debitas (van der Akker *et al.* 2010a). Ryšio tarp nitrifikacijos efektyvumo ir atitekančių nuotekų temperatūros (kuri bandymų metu svyravo nuo 10,7 iki 23,9 °C) bei deguonies koncentracijos nustatyta nebuvo.

Didelės hidraulinės apkrovos laistomieji filurai, į kuriuos tiekiamos mažos amonio koncentracijos, yra pajėgūs šalinti ir organinius teršalus. Van der Akker *et al.* (2010a) atliktų bandymų su valytomis nuotekomis metu buvo pasiektas 4,2 g $\text{BDS}_7/\text{m}^2/\text{d}$ organinių medžiagų šalinimo greitis. Tačiau buvo pastebėta, kad didėjant filtro apkrovai organinėmis medžiagomis ir atitinkamai šių medžiagų šalinimo greičiui, mažėja amonio šalinimo efektyvumas, kadangi išoriniame bioplėvelės sluoksnyje padidėja organinius teršalus skaidančių bakterijų kiekis, kurios nurungia nitrifikuojančias bakterijas kovoje dėl deguonies. Didžiausias nitrifikacijos greičio sumažėjimas įvyksta filtro paviršiuje, į kurį patenka didžiausios organinių medžiagų koncentracijos. Nuotekoms patenkant į gilesnius filtro laikmens sluoksnius, organinių medžiagų koncentracija jose mažėja, todėl mažėja ir šių medžiagų poveikis nitrifikacijai, vykstančiai apatinėje filtro dalyje. Nustatyta, kad >90 % nitrifikacijos efektyvumui pasiekti apkrova

ištirpusiomis organinėmis medžiagomis neturi viršyti 0,7 g BDS₇/m²/d (arba 0,17 kg BDS₇/m³/d), kas atitinka laistomųjų filtrų, skirtų vienalaikiam organinių teršalų ir amonio šalinimui, apkrovą organinėmis medžiagomis (van der Akker *et al.* 2010b). Taip pat buvo pastebėta, kad esant padidintoms apkrovoms organinėmis medžiagomis, amonio kiekis, pašalintas dėl amonio asimiliacijos heterotrofinių bakterijų, didėja ir gali siekti iki 25 % nuo bendro pašalinto amonio kiekio (van der Akker *et al.* 2010b).

Andersson *et al.* (1994) nustatė, kad neigiamą įtaką amonio šalinimo efektyvumui gali turėti ir didelės skendinčiųjų medžiagų koncentracijos, kadangi tam tikrą dalį skendinčiųjų medžiagų sudaro suspenduotos organinės medžiagos. Tačiau mineralinės skendinčiosios medžiagos nitrifikacijos efektyvumui neigiamos įtakos nedaro (van der Akker *et al.* 2008).

1.7. Pirmojo skyriaus išvados, disertacijos tikslo ir uždavinių formulavimas

1. Įvairiose pasaulio šalyse naudojamas individualaus buitinių nuotekų valymo sistemas sąlyginai galima suskirstyti į natūraliąsias ir gamyklines. Abi šios sistemų rūšys turi tam tikrų trūkumų. Natūraliosios sistemos užima daug vietos ir nėra efektyvios šalinant iš nuotekų azoto ir fosforo junginius. Gamyklinių sistemų eksploatavimas dėl jose taikomų technologinių sprendimų yra brangus ir sudėtingas.
2. Esamų individualaus buitinių nuotekų valymo sistemų trūkumai verčia ieškoti tobulesnių nuotekų valymo technologijų, kurios užtikrintų įstatymais reglamentuojamą valytų nuotekų kokybę, būtų „draugiški“ aplinkai, kiek įmanoma pigesni, kompaktiškesni ir lengvai reguliuojami bei reikalaujant minimalios priežiūros. Todėl šio darbo tikslas yra sukurti individualaus buitinių nuotekų valymo technologiją, kuri tausotų aplinką bei būtų ekonomiška, paprastai eksploatuojama ir efektyvi.
3. Populiariausios gamyklinės nuotekų valymo sistemos – veikliojo dumblo įrenginiai – yra jautrūs atitekančių nuotekų kiekio ir sudėties svyravimams. Oras, reikalingas biologiniam nuotekų valymui, į juos tiekiamas priverstinai, kas didina jų eksploatacines išlaidas. Jas taip pat didina ir didelis susidarančio perteklinio dumblo kiekis. Be to, dėl turimų mechaninių dalių ir proceso sudėtingumo tokie NVĮ reikalauja reguliarios priežiūros. Bioplėveliniai reaktoriai neturi šių trūkumų, todėl numatyta, kad kuriama nuotekų valymo technologija dirbs biofiltracijos principu.

4. Orapūčių naudojimas orui tiekti padidina veikliojo dumblo pagrindu veikiančių NVĮ eksploatacines išlaidas. Sėkmingam teršalų šalinimo procesui laistomajame filtre užtikrinti pakanka natūralios ventiliacijos, taigi laistomasis filtras pasižymi mažu elektros energijos suvartojimu. Dėl šios priežasties nuotekų valymui nutarta panaudoti laistomojo filtro technologiją. Laikmuo, naudojamas laistomajame filtre, turi būti ilgaamžis, turėti didelį savitąjį paviršiaus plotą ir poringumą.
5. Siekiant sumažinti laistomojo filtro apkrovas teršalais ir apsaugoti jį nuo užsikimšimo, prieš jį reikia įrengti septiką. Dėl duomenų apie teršalų šalinimo septyke efektyvumą esant skirtingoms nuotekų išbuvimo septyke trukmėms trūkumo, nutarta atlikti tyrimus siekiant nustatyti optimalią nuotekų išbuvimo septyke trukmę.
6. Siekiant sumažinti suvartojamos elektros energijos kiekį, yra tikslinga taikyti post-denitrifikacijos procesą, taip išvengiant nuotekų recirkuliacijos. Post-denitrifikacijos atveju organiniai teršalai, esantys nuotekose, pašalinami prieš nuotekoms patenkant į denitrifikacinę zoną, todėl denitrifikacijai nuspręsta taikyti denitrifikacinį rezervuarą, pripildytą pigaus, ilgaamžio ir efektyvaus medienos pramonės atliekų – medžio drožlių – užpildo, kuris denitrifikuojančių bakterijų bus naudojamas kaip organinės anglies šaltinis.
7. Biologinio fosforo šalinimo metu nuotekų recirkuliacijai reikalinga elektros energija, todėl nutarta kuriamoje nuotekų valymo technologijoje fosforą šalinti filtruojant nuotekas per užpildą, kurio sudėtyje esantys elementai suriša fosforą. Nuspręsta palyginti metalo pramonės atliekų – geležies drožlių – ir didele fosforo sorbcine geba pasižyminčio sorbento, plačiausiai naudojamo fosforui šalinti – *Filtralite P* – fosforo šalinimo potencialą.

Buitinių nuotekų valymo technologijų tyrimų metodikos

Skyriuje pateikiamos tirtųjų nuotekų valymo technologijų laboratorinių ir lauko tyrimų metodikos: aprašomi bandomieji standai, juose naudoti užpildai, tyrimų eiga, atlikto statistinio duomenų apdorojimo metodai, pateikiamos į standus tiek-tų nuotekų charakteristikos. Galiausiai pateikiama sukurto nuotekų valymo technologijos bandymų metodika. Šio skyriaus medžiaga buvo paskelbta trijuose autorės straipsniuose (Kirjanova *et al.* 2011a, 2012a, 2014a), keturių tarptautinių ir trijų respublikinių konferencijų medžiagoje (Kirjanova *et al.* 2011b, 2012b,c, 2013, 2014c, Kirjanova ir Rimeika 2011, Strazdauskas *et al.* 2012, Zopelytė *et al.* 2012).

2.1. Laistomųjų filtrų su akmens vatos laikmeniu laboratorinių tyrimų metodika

Laistomųjų filtrų tyrimai buvo atlikti VGTU Vandentvarkos katedros mokomojoje laboratorijoje esant 19–20 °C aplinkos temperatūrai.

Tyrimų tikslas:

1. Ištirti, ar akmens vatos užpildai yra tinkami naudoti biologiniam nuotekų valymui laistomuosiuose filtruose, šalinant iš nuotekų organines medžiagas ir amonį.
2. Nustatyti organinių medžiagų ir amonio koncentracijų sumažėjimą skirtinguose filtrų aukščiuose, siekiant nustatyti filtrų tūrinės apkrovos teršalais, kurioms esant pasiekiamas didelis teršalų šalinimo efektyvumas.

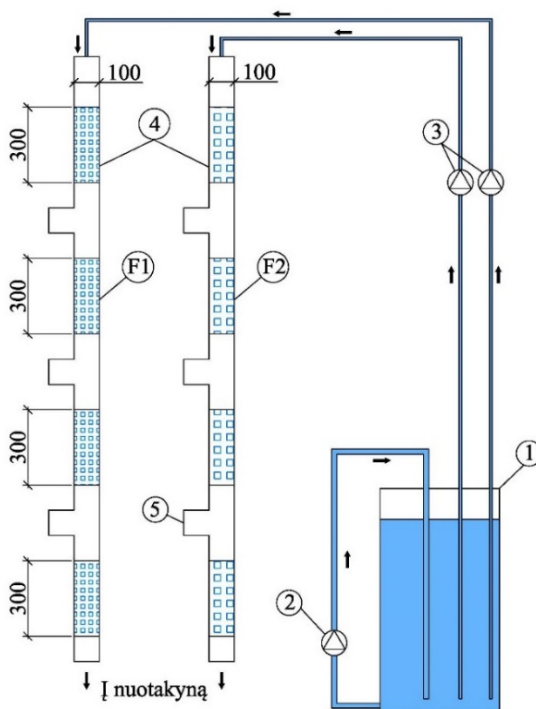
2.1.1. Bandomasis standas

Bandomasis standas (2.1 pav.) susideda iš dviejų analogiškos konstrukcijos laistomųjų filtrų su skirtingais laikmenimis – F1 (filtras su substrato gėlėms auginti *Growcube* laikmeniu) ir F2 (filtras su susmulkintos vėdinamų atitvarų plokštės iš akmens vatos *Paroc WAS 35* laikmeniu), nuotekų rezervuaro 1, recirkuliacinio siurblio 2 ir dviejų linijų peristaltinio siurblio 3. Tyrimų metu nevalytos nuotekos buvo laikomos nuotekų rezervuare 1, iš kurio peristaltiniu siurbliu 3 buvo tiekiamos į abu filtrus. Siekiant išvengti bet kokių nuotekose esančių skendinčiųjų dalelių nusėdimo ant nuotekų rezervuaro 1 dugno, rezervuare buvo vykdoma nuotekų recirkuliacija. Pratekėjusios per laikmenį 4 nuotekos buvo išleidžiamos į nuotakyną. Reikia pažymėti, kad tyrimų pradžioje (iki 39 tyrimų dienos) nuotekos į filtrus tekėjo savitaka, o tolygus nuotekų paskirstymas į abu filtrus buvo užtikrinamas sklendžių pagalba, tačiau tokia sistema neužtikrino tolygaus nuotekų paskirstymo į filtrus, todėl 38 tyrimų dieną bandomasis standas buvo modifikuotas įrengus peristaltinį siurblį, kaip parodyta 2.1 paveiksle.

Abiejų filtrų vidinis skersmuo – 10 cm, o laikmens 4 aukštis filtruose – 120 cm, taigi kiekvieno laikmens užimamas tūris sudaro 9,4 l. Siekiant paimti nuotekų mėginius iš skirtingų filtrų aukščių, filtruose buvo įrengtos tarpinės mėginių ėmimo vietos 5. Aeracija filtruose vyko natūraliu būdu, orui cirkuliuojant per filtrų įtekėjimo ir ištekėjimo angas.

2.1.2. Tiriami laikmenys

Tyrimų metu F1 filtre buvo įrengtas laikmuo iš substrato gėlėms auginti *Growcube* (Grodan, Olandija), dalelių dydis – 2×2×2 cm (2.2 pav., a). Šis substratas gaminamas iš akmens vatos, yra kubelių formos ir yra dviejų dydžių – 2×2×2 cm ir 1×1×1 cm. Gamintojas teigia, kad substratas yra chemiškai stabilus, puikiai sulaiko drėgmę ir praleidžia orą. Be to, dėl gamybos ypatumų jis bėgant laikui išlaiko savo struktūrą ir formą.



2.1 pav. Bandomasis stendas: F1 – filtras su *Growcube* laikmeniu, F2 – filtras su *Paroc WAS 35* laikmeniu, 1 – nuotekų rezervuaras, 2 – recirkuliacinis siurblys, 3 – peristaltinis siurblys, 4 – laikmuo, 5 – tarpinė mėginių ėmimo vieta

Fig. 2.1. The schematic diagram of the experimental set-up: F1 – filter with *Growcube* packing, F2 – filter with *Paroc WAS 35* packing, 1 – wastewater storage tank, 2 – recirculation pump, 3 – peristaltic pump, 4 – filter medium, 5 – sampling port



2.2 pav. Tirtieji laikmenys: a) substratas gėlėms auginti *Growcube*, $2 \times 2 \times 2$ cm kubeliai; b) susmulkinta vėdinamų atitvarų plokštė *Paroc WAS 35*, $3 \times 3 \times 3$ cm kubeliai

Fig. 2.2. Tested packings: a) stone wool substrate for container plant cultivation *Growcube*, $2 \times 2 \times 2$ cm cubes; b) stone wool insulation for ventilated external walls *Paroc WAS 35*, chopped into $3 \times 3 \times 3$ cm cubes

Dėl šių substrato savybių kubeliai gali būti sėkmingai naudojami kaip laikmuo laistomuosiuose filtruose. Visų pirma, substratas gerai praleidžia orą, taigi laistomajame filtre gali būti naudojama natūrali ventiliacija. Antra, substratas gerai sulaiko drėgmę, todėl nuotekų recirkuliacija, dažnai naudojama laistomuosiuose filtruose siekiant palaikyti laikmens drėgnumą, tampa nereikalinga. Ir galiausiai, dėl gero drėgmės sulaikymo substrate nuotekos į filtrus gali būti tiekiamos ne pastoviai, o su pertrūkiais, todėl laistomieji filtrai su tokiu laikmeniu gali būti naudojami mažuose nuotekų valymo įrenginiuose, kuriuose vandens suvartojimas (ir atitinkamai nuotekų generavimas) paros bėgyje yra netolygus.

Palyginimui F2 filtre buvo įrengtas laikmuo iš vėdinamų atitvarų plokštės iš akmens vatos *Paroc WAS 35*, supjaustytos 3×3×3 cm dydžio kubeliais (2.2 pav., b).

Prieš atliekant laikmenų tinkamumo nuotekų valymui tyrimus, remiantis Lietuvos standartais buvo nustatyti šie laikmenų fizikiniai-cheminiai parametrai:

- medžiagos tankis (LST EN 1602:1998);
- organinės dalies kiekis (LST EN 13820:2004);
- ilgalaikis įmirkis visiškai panardinus (LST EN 12087:2000).

Tirtųjų laikmenų vidutinės fizikinių-cheminių parametų reikšmės pateiktos 2.1 lentelėje.

2.1 lentelė. Filtrų laikmenų fizikiniai-cheminiai parametrai

Table 2.1. Physical-chemical parameters of the filter packings

Parametrai	Substratas <i>Growcube</i>	<i>Paroc WAS 35</i> kubeliai	<i>n</i>
Tankis, kg/m ³	79,9±7,2	76,5±10,4	5
Organinės dalies kiekis, %	3,33±0,15	3,44±0,41	5
Ilgalaikis įmirkis, %	90±2	55±12	5

Gaminant tiek *Growcube* substratą, tiek *Paroc WAS 35* plokštes, kaip rišiklis naudojama fenolio-formaldehido derva, kurios kiekis pateiktas 2.1 lentelėje kaip organinės dalies kiekis. Priešingai negu *Growcube* substratas, kuris yra skirtas gėlėms auginti ir todėl turi sugerti vandenį, *Paroc* plokštės naudojamos statybos darbams, todėl siekiant padidinti jų atsparumą vandeniui, prieš surišant rišikliu, jos yra impregnuojamos mineraliniu aliejumi. Dėl šios priežasties *Paroc WAS 35* kubelių ilgalaikis įmirkis yra 0,4 karto mažesnis negu *Growcube* substrato kubelių.

2.1.3. Tyrimų eiga

Tyrimų metu į filtrus buvo tiekiamas vienodas ir nepertraukiamas nuotekų debitas bei palaikomas vienodas nuotekų užterštumas, taip užtikrinant pastovias filtrų hidraulinę paviršiaus (q) ir tūrinės apkrovas teršalais. Tyrimų metu į stendą buvo tiekiamos dirbtinės nuotekos, kurios buvo ruošiamos kas antrą dieną. Kiekvieną dirbtinių nuotekų ruošimo dieną buvo matuojamas ir, jei reikia, reguliuojamas nuotekų debitas. Vidutinis nuotekų debitas, tiekiamas į F1 filtrą, buvo $7,7 \pm 0,9$ l/d, į F2 filtrą – $7,9 \pm 1,0$ l/d. F1 filtro hidraulinė paviršiaus apkrova buvo $0,98 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, F2 filtro – $1,01 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, kas atitinka mažos apkrovos laistomųjų filtrų, skirtų vienalaikiam organinių junginių ir amonio šalinimui, apkrovas – $1\text{--}4 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$ (Tchobanoglous 2003). Siekiant paspartinti bioplėvelės formavimosi procesą, prieš tyrimus į filtrus buvo įdėtas užkratas – bioplėvelė iš veikiančių biofiltrų. Tyrimai buvo tęsiami tol, kol buvo gauta pakankamai duomenų filtrų darbo analizei.

Pradedant nuo antrosios tyrimų savaitės, kartą per savaitę buvo imami momentiniai į filtrus įtekančių ir iš jų ištekančių nuotekų mėginiai. 64–81 tyrimų dienomis taip pat buvo paimta po tris momentinius nuotekų mėginius iš tarpinių mėginių ėmimo vietų F1 filtre, siekiant išanalizuoti teršalų šalinimo procesus skirtinguose filtro aukščiuose.

Tyrimų metu buvo vertinamas filtrų teršalų šalinimo efektyvumas ir jų tūrinės apkrovos teršalais. Teršalų šalinimo efektyvumas apskaičiuojamas pagal visuotinai taikomą formulę:

$$E_i = \frac{C_{i, \text{it}} - C_{i, \text{išt}}}{C_{i, \text{it}}} \cdot 100, \quad (2.1)$$

čia E_i – i -ojo teršalo šalinimo efektyvumas, %; $C_{i, \text{it}}$ – i -ojo teršalo koncentracija į filtrą atitekančiose nuotekose, mg/l; $C_{i, \text{išt}}$ – i -ojo teršalo koncentracija iš filtro ištekančiose nuotekose, mg/l.

Filtro tūrinė apkrova teršalais apskaičiuojama pagal visuotinai taikomą formulę:

$$A_i = \frac{C_{i, \text{it}} \cdot Q}{V \cdot 1000}, \quad (2.2)$$

čia A_i – filtro tūrinė apkrova i -uoju teršalu, g/m³/d; Q – į filtrą tiekiamas nuotekų debitas, l/d; V – filtro laikmens tūris, m³.

2.1.4. Tiekiamos nuotekos

Tyrimų metu į stendą buvo tiekiamos dirbtinės nuotekos, sukurtos vadovaujantis Nopens *et al.* (2001) aprašyta metodika. Dirbtinės nuotekos buvo ruošiamos kas antrą dieną, į geriamąjį vandenį, tiekiamą iš Antavilių vandenvietės, įterpiant peptono, mielių ekstrakto, natrio acetato CH_3COONa , bulvių krakmolo, lieso pieno miltelių, amonio chlorido NH_4Cl , magnio hidrofosfato $\text{MgHPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ ir kalio hidrofosfato KH_2PO_4 mišinį. Į filtrus tiekiamų dirbtinių nuotekų parametrai pateikiami 2.2 lentelėje. Nors tyrimų metu fosforo šalinimas filtruose tirtas nebuvo, fosfatai į nuotekas buvo dozuojami, nes jie reikalingi mikroorganizmų gyvybinei veiklai palaikyti. Tariama, kad kitas gyvybei reikalingas medžiagas ir mikroelementus mikroorganizmai gavo iš vandentiekio vandens.

2.2 lentelė. Į filtrus tiekiamų nuotekų sudėtis

Table 2.2. Chemical composition of the wastewater fed to the filters

Parametras	BDS ₇ , mg/l	NH ₄ -N, mg/l	NO ₂ -N, mg/l	NO ₃ -N, mg/l	PO ₄ -P, mg/l	pH	O ₂ , mg/l
Vidurkis	79	69	0,05	0,3	10,8	7,6	5,8
Mediana	76	66	0,04	0,2	11,3	7,6	6,3
Standartinis nuok- rypis	29	13	0,02	0,2	1,5	0,3	2,1
Minimali reikšmė	39	58	0,03	0,1	7,9	7,2	1,7
Maksimali reikšmė	121	107	0,09	0,7	12,7	8,0	9,1
Mėginių skaičius <i>n</i>	8	12	10	12	12	11	8

2.1.5. Cheminės nuotekų analizės

Tyrimų metu buvo imami momentiniai į filtrus įtekančių ir iš jų ištekančių nuotekų mėginiai bei nuotekų mėginiai iš tarpinių mėginių ėmimo vietų F1 filtre.

Nuotekų mėginiuose buvo nustatomos BDS₇, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, PO₄-P (matuojamas tik įtekančiose nuotekose), O₂ koncentracijos, pH. Taip pat buvo matuojama aplinkos temperatūra. Cheminės nuotekų analizės buvo nustatomos šiais būdais:

- BDS₇ – skiedimo ir sėjimo, pridėjus aliltiokarbamido, elektrocheminiu metodu (LST EN 1899-1:2000, LST ISO 5814:1998).
- PO₄-P ir azoto junginiai – *Spectroquant* testais ir *Genesys 10 UV-Vis* spektrofotometru (Thermo Fisher Scientific, JAV).
- O₂ matuojamas deguonies matuokliu *SevenGo pro SG6* (Mettler Toledo, Šveicarija).

- pH matuojamas pH matuokliu *inoLab pH 730* (WTW, Vokietija).
- Aplinkos temperatūra buvo matuojama termometru.

2.2. Filtrų su geležies drožlių ir *Filtralite P* užpildu laboratorinių tyrimų metodika

Filtrų tyrimai buvo atlikti VGTU Vandentvarkos katedros mokomojoje laboratorijoje esant 17,2–21,8 °C nuotekų temperatūrai.

Tyrimų tikslas:

1. Ištirti, ar geležies drožlės yra tinkamos naudoti nuotekų valymui, šalinant iš nuotekų ortofosfatų fosforą. Tam tikslui jos buvo palygintos su specialiai fosforo šalinimui gaminamu užpildu *Filtralite P*.
2. Nustatyti, kokį poveikį ortofosfatų šalinimui turi *Filtralite P* užpildo apsėmimas nuotekomis.

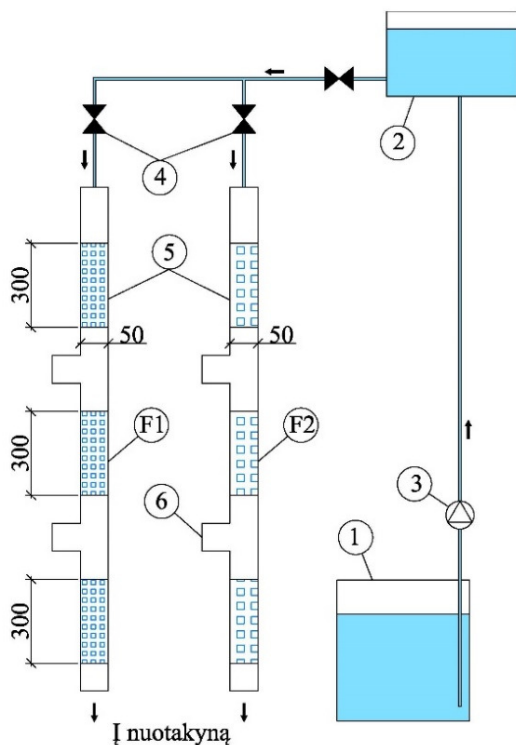
2.2.1. Bandomasis stendas

Bandomasis stendas (2.3 pav.) susideda iš dviejų analogiškos konstrukcijos filtrų su skirtingais užpildais – F1 (filtras su geležies drožlių užpildu) ir F2 (filtras su *Filtralite P* užpildu), dviejų nuotekų rezervuarų 1–2 ir siurblio 3. Tyrimų metu fosfatų tirpalas buvo laikomas apatiniame nuotekų rezervuare 1, iš kurio siurbliu 3 buvo tiekiamas į viršutinį rezervuarą 2. Iš jo tirpalas savitaka tekėjo į abu filtrus, o tolygus tirpalo paskirstymas į filtrus buvo užtikrinamas sklendžių 4 pagalba.

Abiejų filtrų vidinis skersmuo – 5 cm, o užpildo 5 aukštis filtruose – 90 cm, taigi kiekvieno užpildo užimamas tūris sudaro 1,8 l. Siekiant paimti mėginius iš skirtingų filtrų aukščių, filtruose buvo įrengtos tarpinės mėginių ėmimo vietos 6.

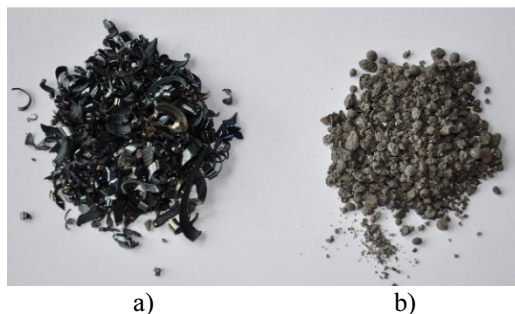
2.2.2. Tiriama užpildai

F1 filtre buvo įrengtas užpildas iš geležies drožlių (2.4 pav., a), kurio svoris buvo 1,7 kg. Drožlės buvo kokybinio anglinio plieno (markė Ст.45), kurio sudėtis: anglies – 0,45 %, silicio – 17–0,37 %, mangano – 0,50–0,80 %, chromo – <0,40 %, nikelio – <0,40 %, molibdeno – <0,10 %, sieros – <0,040 %, fosforo – <0,040 %. Geležies drožlių dalelių dydis – 0,5–20 mm, piltinis tankis – 963 kg/m³. Ortofosfatų šalinimas filtre su geležies drožlėmis buvo pagrįstas cheminėmis reakcijomis: sąveikaujant su oru geležies drožlės oksidavosi,



2.3 pav. Bandomasis stendas: F1– filtras su geležies drožlių užpildu, F2 – filtras su *Filtralite P* užpildu, 1 – apatinis rezervuaras, 2 – viršutinis rezervuaras, 3 – siurblys, 4 – sklendė, 5 – užpildas, 6 – tarpinė mėginių ėmimo vieta

Fig. 2.3. The schematic diagram of the experimental set-up: F1 – filter with iron filings, F2 – filter with *Filtralite P*, 1 – bottom storage tank, 2 – upper storage tank, 3 – pump, 4 – valve, 5 – filter medium, 6 – sampling port



2.4 pav. Tirtieji užpildai: a) geležies drožlių užpildas; b) *Filtralite P* užpildas

Fig. 2.4. Tested media: a) iron filings, b) *Filtralite P* sorbent

oksidacijos metu susidarė trivalentės geležies oksidai, kurie sudarė su ortofosfatais silpnai tirpius junginius.

Palyginimui F2 filtre buvo įrengtas specialiai fosforo šalinimui gaminamas *Filtralite P* užpildas (Maxit AS, Norvegija) (2.4 pav., b), kurio svoris buvo 0,74 kg. *Filtralite P* užpildas yra sudarytas iš turinčių didelį savitąjį paviršiaus plotą ir poringumą molio granulių. Jam būdingas didelis pH bei didelis kalcio ir magnio oksidų – CaO ir MgO – kiekis. Tirtąjį *Filtralite P* užpildo dalelės buvo 0,5–4 mm dydžio. *Filtralite P* užpildo piltinis tankis – 370 kg/m³, tikrasis dalelių tankis – 910 kg/m³, dalelių poringumas – ~65 %, užpildo poringumas – ~60 %, užpildo pH – 12, šarmingumas – 35 mekv/l (Product Specification... 2012)

2.2.3. Tyrimų eiga

Tyrimų metu filtras su geležies drožlėmis nebuvo apsemtas, kadangi geležies oksidams susidaryti reikalingas deguonis. Tyrimai su geležies drožlėmis buvo tęsiami 66 dienas. Ortofosfatams šalinti panaudojant *Filtralite P* užpildą aerobinių sąlygų nereikia, todėl tyrimų metu buvo analizuojama, ar *Filtralite P* užpildo panardinimas turi įtakos ortofosfatų šalinimo efektyvumui. Tam tyrimai buvo atlikti iš pradžių su neapsemtu (1–27 dienos), o paskui su apsemtu (28–54 dienos) *Filtralite P* užpildu. Abiem atvejais tyrimai buvo tęsiami tol, kol ortofosfatų šalinimo efektyvumas tapo lygus 0. Kai užpildas buvo neapsemtas, aeracija filtruose vyko natūraliu būdu, orui cirkuliuojant per filtrų įtekėjimo ir ištekėjimo angas. Kai užpildas buvo apsemtas nuotekomis, oras į filtrą dirbtinai paduodamas nebuvo.

Tyrimų metu į bandomąjį standą buvo tiekiamas fosfatų tirpalas (toliau sąlyginai vadinamas nuotekomis), kuris buvo ruošiamas kas savaitę. Tiekiamas debitas buvo reguliuojamas kiekvieną mėginį ėmimo dieną. Filtrai dirbo darbo dienomis po 10 valandų per parą, į kiekvieną filtrą buvo tiekama po 1 l/h tirpalo, taigi filtrų hidraulinė paviršiaus apkrova buvo lygi 0,5 m³/m²/h.

Siekiant nustatyti abiejų filtrų ortofosfatų šalinimo efektyvumą, tyrimų metu buvo imami momentiniai į filtrus įtekančių ir iš jų ištekančių nuotekų mėginiai. Pirmąsias 54 tyrimų dienas mėginiai buvo imami kiekvieną darbo dieną, o pradedant nuo 55 tyrimų dienos (kai tyrimai buvo vykdomi tik su geležies drožlėmis) mėginiai buvo imami du kartus per savaitę. 32–44 tyrimų dienomis iš filtro su geležies drožlių užpildu buvo paimti septyni momentiniai nuotekų mėginiai iš tarpinių mėginių ėmimo vietų, siekiant išanalizuoti ortofosfatų šalinimą skirtinguose filtrų aukščiuose. Iš filtro su *Filtralite P* užpildu tarpiniai mėginiai nebuvo imami, kadangi PO₄-P šalinimo procesas jame nebuvo stabilus.

Tyrimų metu buvo vertinamas filtrų teršalų šalinimo efektyvumas. Jis apskaičiuojamas pagal (2.1) formulę.

Tirtųjų užpildų pašalintas $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekis buvo apskaičiuotas pagal masių balanso lygtį priimant, kad pašalintas $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekis lygus skirtumui tarp į filtrą atitekančio ir iš jo ištekančio $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekio:

$$M = (C_{\text{PO}_4\text{-P}, \text{įt}} - C_{\text{PO}_4\text{-P}, \text{išt}}) \cdot Q \cdot t, \quad (2.3)$$

čia M – pašalintas $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekis, mg; Q – į kiekvieną iš filtrų tiekiamas debitas, l/d, t – laikas, d.

2.2.4. Tiekiamas fosfatų tirpalas

Tyrimų metu į bandomąjį stendą buvo tiekiamas fosfatų tirpalas (toliau sąlyginai vadinamas nuotekomis), kuris buvo ruošiamas kas savaitę, į geriamąjį vandenį, tiekiamą iš Antavilių vandenvietės, įterpant kalio hidrofosfato KH_2PO_4 . Į filtrus tiekiamo tirpalo parametrai pateikiami 2.3 lentelėje.

2.3 lentelė. Į filtrus tiekiamo fosfatų tirpalo sudėtis

Table 2.3. Chemical composition of the phosphate solution fed to the filters

Parametras	$\text{PO}_4\text{-P}$, mg/l	pH	O_2 , mg/l	T, °C
Vidurkis	8,4	8,1	8,1	-
Mediana	8,7	8,1	8,2	-
Standartinis nuokrypis	3,1	0,3	0,3	-
Minimali reikšmė	2,1	7,1	7,3	17,2
Maksimali reikšmė	14,7	8,5	8,7	21,8
Mėginių skaičius n	60	54	54	54

2.2.5. Cheminės nuotekų analizės

Tyrimų metu buvo imami momentiniai į filtrus įtekančių ir iš jų ištekančių nuotekų mėginiai bei nuotekų mėginiai iš tarpinių mėginių ėmimo vietų. Juose buvo nustatomos $\text{PO}_4\text{-P}$ ir O_2 koncentracijos bei pH. Taip pat buvo matuojama nuotekų temperatūra. Cheminės nuotekų analizės buvo nustatomos šiais būdais:

- $\text{PO}_4\text{-P}$ – *Spectroquant* testais ir *Genesys 10 UV-Vis* spektrofotometru (Thermo Fisher Scientific, JAV).
- O_2 ir nuotekų temperatūra matuojami deguonies matuokliu *Oxi 330/SET* (WTW, Vokietija).
- pH matuojamas pH matuokliu *pH 330i/SET* (WTW, Vokietija).

2.3. Pirminio, pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo bandymų lauko sąlygomis metodika

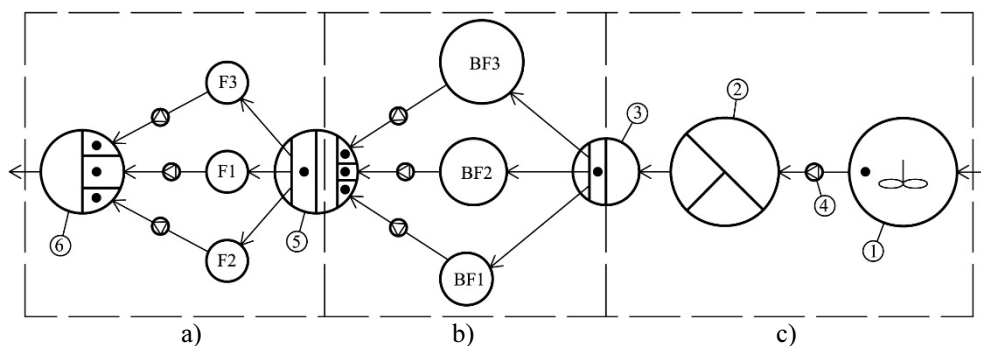
Bandymai buvo atlikti lauke, Statybos produkcijos sertifikavimo centro (SPSS) Nuotekų valymo įrenginių laboratorijoje, Maišiagaloje, esant 6,1–16,2 °C į bandomąjį stendą atitekančių nuotekų temperatūrai. Bandymų metu bandomojo stendo veikimas buvo tiriamas lauko sąlygomis. Bandomojo stendo sudedamųjų dalių dydis buvo panašus į realių individualių nuotekų valymo įrenginių dydį, o visos bandymo sąlygos priartintos prie realių sąlygų.

Bandymų tikslas – nustatyti optimalias sąlygas teršalams šalinti pirminio, pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo grandyse.

2.3.1. Bandomasis stendas

Bandomąjį stendą (2.5 pav.) sąlyginai galima suskirstyti į:

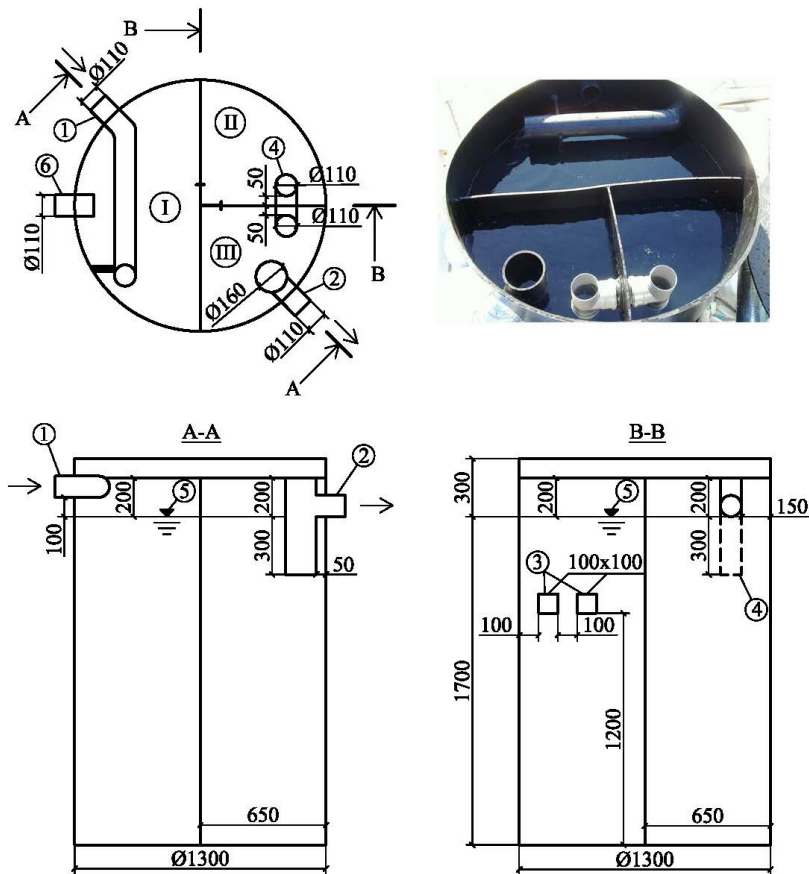
1. bandomąjį stendą pirminiam nuotekų valymui tirti;
2. bandomąjį stendą pagrindiniam nuotekų valymui tirti;
3. bandomąjį stendą tretiniam nuotekų valymui tirti.



2.5 pav. Bandomasis stendas: a) pirminiam nuotekų valymui, b) pagrindiniam nuotekų valymui, c) tretiniam nuotekų valymui, 1 – nuotekų kaupimo rezervuaras, 2 – bandomasis septikas, 3 – nuotekų surinkimo-paskirstymo šulinys, 4 – siurblys, 5 – nuotekų surinkimo-paskirstymo rezervuaras, 6 – nuotekų surinkimo šulinys, BF1, BF2, BF3 – bandomieji biofiltrai, F1, F2, F3 – bandomieji filtrai, ● – mėginių ėmimo vieta

Fig. 2.5. The schematic diagram of the experimental set-up: a) for primary wastewater treatment, b) for secondary wastewater treatment, c) for tertiary wastewater treatment, 1 – wastewater feed tank, 2 – tested septic tank, 3 – wastewater collection-distribution well, 4 – pump, 5 – wastewater collection-distribution tank, 6 – wastewater collection well, BF1, BF2, BF3 – tested biofilters, F1, F2, F3 – tested filters, ● – wastewater sampling point

Bandomasis stendas pirminiam nuotekų valymui tirti (2.5 pav., a) susideda iš nuotekų kaupimo rezervuaro 1, bandomojo septiko 2, siurblio 4 ir nuotekų surinkimo šulinio 3, kuris taip pat veikė kaip paskirstymo šulinys bandomajame stende pagrindiniam nuotekų valymui. Nevalytos nuotekos buvo laikomos nuotekų kaupimo rezervuare 1. Jame, siekiant išvengti skendinčiųjų medžiagų nusėdimo, nuotekos buvo nuolatos maišomos maišykle. Nuotekos iš kaupimo rezervuaro 1 siurbliu 4 buvo tiekiamos į septiką 2, o iš jo savitaka tekėjo į nuotekų surinkimo šulinį 3.



2.6 pav. Bandomasis septikas: 1 – įtekėjimo vamzdis DN110, 2 – ištekėjimo trišakis DN160/110, 3 – pratekėjimo angos 100×100 mm, 4 – pratekėjimo trišakis DN110/110, 5 – vandens lygis, 6 – ventiliacijos vamzdis, I, II, III – septiko kameros
Fig. 2.6. Tested septic tank: 1 – inlet pipe DN110, 2 – effluent T-joint DN160/110, 3 – flow-through ports 100×100 mm, 4 – flow-through T-joint DN110/110, 5 – water level, 6 – ventilation pipe, I, II, III – chambers

Bandomasis septikas (2.6 pav.) buvo apvalus, jo skersmuo – 1,3 m, darbinis gylis – 1,7 m, konstrukcinis gylis – 2,0 m, naudingas tūris – 2,25 m³. Septikas buvo trijų kamerų. Pirmosios septiko kameros tūris sudarė pusę septiko tūrio, antrosios ir trečiosios kameros tūriai – po ketvirtadalį septiko tūrio. Tokia septiko konstrukcija buvo pasirinkta dėl to, kad, lyginant su vienos ar dviejų kamerų septikais, tikimybė SM patekti į išteklį trijų kamerų septike yra mažesnė, o tai palengvina jo aptarnavimą.

Nuotekos iš pirmosios į antrąją kamerą pateko per dvi stačiakampes angas sienutėje 3, o nuotekoms tekėti iš antrosios į trečiąją kamerą bei ištekti iš septiko buvo įrengti trišakiai 4 ir 2. Šių trišakių paskirtis buvo išvengti plūdrenų patekimo į išteklį vamzdį. Siekiant leisti susidaryti plūdrenų sluoksniui ir išvengti nuotekų iš septiko patekimo į išteklį vamzdį, vertikalus atstumas tarp nuotekų įtekėjimo ir išteklį angų buvo lygus 10 cm.

Bandomasis stendas pagrindiniam nuotekų valymui tirti (2.5 pav., b ir 2.7 pav.) susideda iš paskirstymo šulinio 3, trijų analogiškos konstrukcijos, bet skirtingo skersmens biofiltrų BF1–BF3, trijų siurblių 4 ir nuotekų surinkimo rezervuaro 5, kuris taip pat veikė kaip paskirstymo rezervuaras bandomajame stende tretiniam nuotekų valymui. Bandymų metu nuotekos iš septiko 2 buvo tiekiamos į paskirstymo šulinį 3, kurio paskirtis buvo tolygiai paskirstyti nuotekų debitą į kiekvieną iš biofiltrų, o iš jo nuotekos atskirais vamzdžiais savitaka tekėjo į tris pagrindinio valymo biofiltrus. Valytos nuotekos iš biofiltrų atskirais siurbliais 4 buvo tiekiamos į nuotekų surinkimo-paskirstymo rezervuarą 5. Jo surinkimo sekcija buvo padalinta į tris dalis, į kiekvieną iš kurių tekėjo nuotekos iš atskiro pagrindinio valymo biofiltro. Pirmojo biofiltro pagrindiniam valymui BF1 skersmuo buvo lygus 0,6 m, antrojo BF2 – 0,8 m, trečiojo BF3 – 1,0 m. Visų biofiltrų aukštis buvo lygus 3,05 m.



2.7 pav. Bandomasis stendas pagrindiniam nuotekų valymui tirti
Fig. 2.7. Experimental set-up for secondary wastewater treatment

Bandomasis stendas tretiniam nuotekų valymui tirti (2.5 pav., c ir 2.8 pav.) susideda iš nuotekų paskirstymo rezervuaro 5, trijų vienodo skersmens, bet skirtingo aukščio filtrų F1–F3, trijų siurblių 4 ir surinkimo šulinio 6. Bandymų metu nuotekos iš pagrindinio valymo biofiltrų siurbliais 4 buvo tiekiamos į nuotekų surinkimo-paskirstymo rezervuarą 5. Čia nuotekos pateko į paskirstymo sekciją, iš kurios jos buvo tolygiai paskirstomos į tretinio valymo filtrus trimis atskirais vamzdžiais. Prasifiltravusios per filtrus, nuotekos atskirais siurbliais 4 buvo tiekiamos į surinkimo šulinį 6, kuris buvo padalintas į tris dalis, į kiekvieną iš kurių tekėjo nuotekos iš atskiros tretinio valymo filtro.



2.8 pav. Bandomasis stendas tretiniam nuotekų valymui tirti
Fig. 2.8. Experimental set-up for tertiary wastewater treatment

Filtruose pagrindiniam nuotekų valymui buvo tiriami įvairūs užpildai, plačiau aprašyti 2.3.3 skyrelyje. Filtrai tretiniam nuotekų valymui buvo neapsemti ir veikė kaip laistomieji filtrai. Juose kaip užpildas buvo naudojami stambesni $2 \times 2 \times 2$ cm dydžio *Growcube* substrato iš akmens vatos kubeliai (toliau sąlyginai vadinami akmens vata). Visų trijų filtrų skersmuo buvo vienodas ir lygus 0,5 m, o filtrų užpildo aukštis buvo parinktas konstrukciškai: pirmojo filtro F1 užpildo aukštis priimtas 1,0 m, antrojo F2 – 1,5 m, trečiojo F3 – 2,0 m.

Nevalytos nuotekos virš visų filtrų užpildų buvo paskirstomos šešių atšakų nuotekų skirstytuvais iš nerūdijančio plieno, kuriuose buvo išgręžtos 2 mm skersmens skylutės ir kuriuos buvo galima sukti rankiniu būdu (2.9 pav.).

Oras į pagrindinio valymo biofiltrus buvo tiekiamas naudojant natūralią ventiliaciją. Tam juose buvo įrengti 110 mm skersmens oro įtraukimo ir ištraukimo vamzdžiai. Aukščių skirtumas tarp ventiliacijos vamzdžių buvo lygus 1 m. Siekiant pagerinti ventiliaciją, ant ištraukimo vamzdžių buvo sumontuoti vėjo sukami deflektoriai. Oras į tretinio valymo filtrus tiekiamas nebuvo, tačiau, kaip parodė atsitiktiniai O_2 koncentracijos nuotekose matavimai, juose vyraavo aerobinės sąlygos.



2.9 pav. Nuotekų skirstytuvas
Fig. 2.9. Wastewater distribution system

2.3.2. Bandymų eiga

Siekiant įvertinti skirtingų apkrovų įtaką teršalų šalinimui septyke ir filtruose, bandymų metu į bandomąjį stendą buvo tiekiamos trys skirtingos debito reikšmės.

Priimant, kad vienas žmogus suvartoja 125 l/d vandens, į kiekvieną iš filtrų buvo tiekiamos tokios debito reikšmės:

- 0,25 m³/d debitas atitinka vidutinį paros nuotekų kiekį, generuojamą dviejų žmonių.
- 0,50 m³/d debitas atitinka vidutinį paros nuotekų kiekį, generuojamą keturių žmonių.
- 0,75 m³/d debitas atitinka vidutinį paros nuotekų kiekį, generuojamą šešių žmonių.

Į bandomąjį stendą pirminiam nuotekų valymui tiekiamo debito reikšmės ir atitinkamai nuotekų išbuvimo septyke trukmės pateiktos 2.4 lentelėje.

Pagrindinio nuotekų valymo bandymai buvo atlikti su trimis skirtingomis užpildų variacijomis (sąlyginai pavadintomis pirmuoju, antruoju ir trečiuoju užpildu): biofiltrais buvo užpildyti pirmuoju tiriamuoju užpildu ir bandymai su juo buvo atliekami tam tikrą laiką, tiekiant į filtrus tris aukščiau išvardintas nuotekų debito reikšmes, tada užpildas buvo keičiamas ir bandymai buvo kartojami vėl. Tretinio valymo filtrų laikmuo bandymų metu keistas nebuvo. 2.5 lentelėje pateikiama apibendrinta pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo bandymų eiga.

2.4 lentelė. Bandomojo septiko darbo charakteristikos**Table 2.4.** Performance characteristics of the tested septic tank

Dienos	Debitas, m ³ /d	Nuotekų išbuvimo trukmė, d
1–40	0,75	3
40–123	2,25	1
123–158	1,50	1,5
158–254	0,75	3
254–279	1,50	1,5
279–316	2,25	1
322–377	0,75	3
377–405	1,50	1,5
405–430	2,25	1

2.5 lentelė. Apibendrinta pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo bandymų eiga**Table 2.5.** Summarized course of the secondary and tertiary wastewater treatment experiments

Dienos	Pagrindinis nuotekų valymas		Tretinis nuotekų valymas	Tiekiamas debitas	
	Užpildo pavadinimas	Naudoti užpildai	Naudoti užpildai	Reikšmė, m³/d	Dienos
1–181	Pirmasis užpildas	Akmens vata* Žvirgždo skalda Smėlis	Akmens vata	0,25	1–40
				0,75	40–123
				0,50	123–158
				0,25	158–181
188–316	Antrasis užpildas	Akmens vata* Medžio drožlės Geležies drožlės		0,25	188–254
				0,50	254–279
				0,75	279–316
322–430	Trečiasis užpildas	Akmens vata* Medžio drožlės† <i>Filtralite P</i>		0,25	322–377
				0,50	377–405
				0,75	405–430

* Pagrindinio valymo bandymų metu akmenų vatos užpildas biofiltruose keistas nebuvo, išskyrus BF1 biofiltrą (žr. 3.3.1 skyrelį).

† Trečiojo užpildo bandymų metu biofiltruose toliau buvo naudojamos tos pačios medžio drožlės.

Nuotekų mėginių ėmimas iš pagrindinio nuotekų valymo stendo

Prieš atliekant biofiltrų ir filtrų bandymus, buvo atliktas jų inokuliavimas. Inokuliavimas atliktas natūraliai, tiekiant nevalytas nuotekas į biofiltrus ir filtrus tol, kol būdingos mikroorganizmų rūšys neužsiveisė savaime.

Inokuliavimo laikotarpiu į bandomąjį stendą buvo tiekiamas mažiausias $0,75 \text{ m}^3/\text{d}$ debitas (t. y. po $0,25 \text{ m}^3/\text{d}$ į kiekvieną iš filtrų). Šiuo laikotarpiu kartą per savaitę buvo imami pagrindinio valymo nevalytų ir valytų nuotekų mėginiai siekiant sekti išvalymo rodiklių kitimą. Kai nuotekų valymas biofiltruose stabilizavosi, dešimt dienų iš eilės (išskyrus poilsio ir švenčių dienas) buvo imami nevalytų ir valytų nuotekų mėginiai, kurių pagrindu buvo atlikta filtrų darbo rezultatų analizė.

Įvertinus $0,25 \text{ m}^3/\text{d}$ nuotekų debito įtaką, į filtrus tiekiamas debitas buvo padidintas iki $0,5 \text{ m}^3/\text{d}$ į kiekvieną iš filtrų. Po debito sumažinimo sekė maždaug dviejų savaitių adaptacijos laikotarpis, per kurį mikroorganizmai prisitaikė prie pakitusių sąlygų ir tokiu būdu vėl buvo pasiektas stabilus biologinio valymo procesas. Adaptacijos laikotarpiu kartą per savaitę buvo imami nevalytų ir valytų nuotekų mėginiai, siekiant sekti išvalymo rodiklių kitimą. Po adaptacijos laikotarpio, mikroorganizmams prisitaikius prie pakitusių sąlygų, dešimt dienų iš eilės (išskyrus poilsio ir švenčių dienas) buvo imami nevalytų ir valytų nuotekų mėginiai siekiant įvertinti $0,5 \text{ m}^3/\text{d}$ nuotekų debito įtaką biofiltrų veikimui.

Įvertinus $0,5 \text{ m}^3/\text{d}$ nuotekų debito įtaką pagrindinio valymo filtrų veikimui, tiekiamas debitas buvo padidintas iki $0,75 \text{ m}^3/\text{d}$ į kiekvieną iš filtrų, tada vėl sekė maždaug dviejų savaitių adaptacijos laikotarpis (kurio metu kartą per savaitę buvo imami nevalytų ir valytų nuotekų mėginiai), o po jo sekė dešimties dienų iš eilės nuotekų mėginių ėmimas.

Po šių procedūrų užpildas pagrindinio valymo biofiltruose buvo keičiamas ir analogiškai bandymai buvo atliekami iš naujo.

Nuotekų mėginių ėmimas iš pirminio ir tretinio nuotekų valymo stendų

Septiko darbas buvo vertinamas imant į septiką atitekančių ir iš jo ištekančių nuotekų mėginius kartu su pagrindinio nuotekų valymo mėginiais, o tretinio valymo filtrų darbas buvo vertinamas imant į filtrus atitekančių ir iš jų ištekančių nuotekų mėginius kartą per savaitę pradedant nuo 109 bandymų dienos.

Remiantis LST EN 12566-3+A1:2009, bandymų metu debitas į filtrus paros bėgyje buvo tiekiamas ne pastoviai, o imituojant vandens suvartojimą namų ūkyje. Paros nuotekų debito struktūra namų ūkyje pateikta 2.6 lentelėje.

Bandymų metu buvo vertinamas septiko, pagrindinio ir tretinio valymo filtrų bei atskirų užpildų teršalų šalinimo efektyvumas. Jis buvo skaičiuojamas pagal (2.1) formulę.

2.6 lentelė. Paros nuotekų debito struktūra namų ūkyje**Table 2.6.** Daily flow pattern in a single household

Laiko intervalas, val.	Kiekis nuo paros tūrio, %
3	30
3	15
6	0
2	40
3	15
7	0
Iš viso	24
	100

Antrojo ir trečiojo užpildų pagrindiniam valymui bandymų metu denitrifikacijos, vykusios medžio drožlių sluoksnyje, efektyvumas apskaičiuojamas pagal formulę:

$$E^{DN} = \frac{C_{NO_3-N, \text{it}}^{DN} + C_{NO_2-N, \text{it}}^{DN} - (C_{ist}^{NO_3-N} + C_{ist}^{NO_2-N})}{C_{NO_3-N, \text{it}}^{DN} + C_{NO_2-N, \text{it}}^{DN}} \cdot 100, \quad (2.4)$$

čia E^{DN} – denitrifikacijos efektyvumas, %, $C_{NO_3-N, \text{it}}^{DN}$ ir $C_{NO_2-N, \text{it}}^{DN}$ – atitinkamai nitratų azoto ir nitritų azoto koncentracijos į medžio drožlių sluoksnį įtekančiose nuotekose, mg/l, $C_{ist}^{NO_3-N}$ ir $C_{ist}^{NO_2-N}$ – atitinkamai nitratų azoto ir nitritų azoto koncentracijos iš medžio drožlių sluoksnio ištekančiose nuotekose, mg/l.

Skaiciuojant buvo priimta, kad nitrifikacijos procesas vyksta tik viršutiniame akmens vatos užpilde ir kad visas amonis, pašalintas šiame sluoksnyje, buvo paverstas nitritais arba nitratais, kurie atitekėjo į žemiau esantį medžio drožlių sluoksnį. Todėl bendra NO_3-N ir NO_2-N koncentracija, atitekanti į medžio drožlių sluoksnį, buvo apskaičiuojama kaip skirtumas tarp NH_4-N koncentracijų į biofiltrą atitekančiose ir iš biofiltro ištekančiose nuotekose:

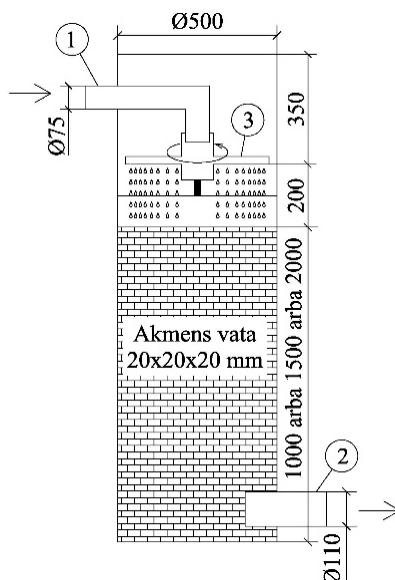
$$C_{NO_3-N, \text{it}}^{DN} + C_{NO_2-N, \text{it}}^{DN} = C_{it}^{NH_4-N} - C_{ist}^{NH_4-N}, \quad (2.5)$$

čia $C_{it}^{NH_4-N}$ – amonio azoto koncentracija į biofiltrus atitekančiose nuotekose, mg/l; $C_{ist}^{NH_4-N}$ – amonio azoto koncentracija iš biofiltro ištekančiose nuotekose, mg/l.

2.3.3. Tiriami užpildai

Remiantis laboratorinių bandymų rezultatais, aprašytais 3.1 poskyryje, pagrindinio valymo biofiltruose organinių medžiagų ir amonio šalinimui buvo nuspręsta

naudoti iš akmens vatos pagamintą substratą gėlėms auginti *Growcube* (Grodan, Olandija) (sąlyginai vadinamas akmens vata) (2.2 pav.). Plačiau jis aprašytas 2.1.2 skyrelyje. Akmens vatos užpildas taip pat buvo įrengtas tretinio valymo filtruose (2.10 pav.), kadangi tikėtina, kad dėl savo struktūros jis gali būti naudojamas kaip mechaninio filtro užpildas, sulaikantys skendinčiąsias medžiagas. Abiem atvejais šis akmens vatos užpildas buvo neapsemtas ir nebuvo keičiamas visų bandymų metu (išskyrus BF1 biofiltrą (žr. 3.3.2 skyrelį).



2.10 pav. Tretinio valymo filtrai: 1 – įtekėjimo vamzdis DN75,

2 – iškėėjimo vamzdis DN110, 3 – nuotekų skirstytuvas

Fig. 2.10. The schematic diagram of the tertiary filters: 1 – inlet pipe DN75,

2 – outlet pipe DN110, 3 – wastewater distributor

Pagrindinio valymo biofiltruose visų trijų užpildų bandymų metu akmens vatos sluoksnis buvo sudarytas iš dviejų filtracinių pasluoksnių, tarp kurių įrengtas tarpinis sluoksnis iš susmulkintų drenazo vamzdžių, skirtas nuotekoms aeruoti, į kurį taikant natūralią ventiliaciją buvo tiekiamas oras. Pirmajame (viršutiniame) akmens vatos pasluoksnyje naudojami stambesni 2×2×2 cm dydžio akmens vatos kubeliai, o antrajame (apatiniame) – smulkesni 1×1×1 cm akmens vatos kubeliai. Tiek pirmasis, tiek antrasis pasluoksniai skirti biologiniam teršalų skaidymui ir mechaniniam skendinčiųjų medžiagų sulaikymui, tačiau dėl smulkesnių užpildo dalelių antrajame pasluoksnyje skendinčiosios medžiagos yra šalinamos geriau, kas yra svarbu, kadangi kuriamoje nuotekų valymo technolo-

gijoje nuotekos, išvalytos laistomajame filtre, bus tiekiamos į kitas valymo grandis.

Siekiant sumažinti suvartojamos elektros energijos kiekį, yra tikslinga taikyti post-denitrifikacijos procesą, taip išvengiant nuotekų recirkuliacijos. Denitrifikacijos procesui reikia organinių medžiagų, o jos jau bus suvartotos viršutiniame akmens vatos sluoksnyje, todėl antrojo ir trečiojo užpildų bandymų metu apatiniam biofiltrų sluoksnyje buvo įrengtas medienos pramonės atliekų – medžio drožlių – užpildas, kuris buvo naudojamas kaip terpė denitrifikuojančioms bakterijoms prisitvirtinti ir organinės anglies šaltinis. Tiek antrojo, tiek trečiojo užpildo bandymų metu buvo naudojamos tos pačios medžio drožlės.

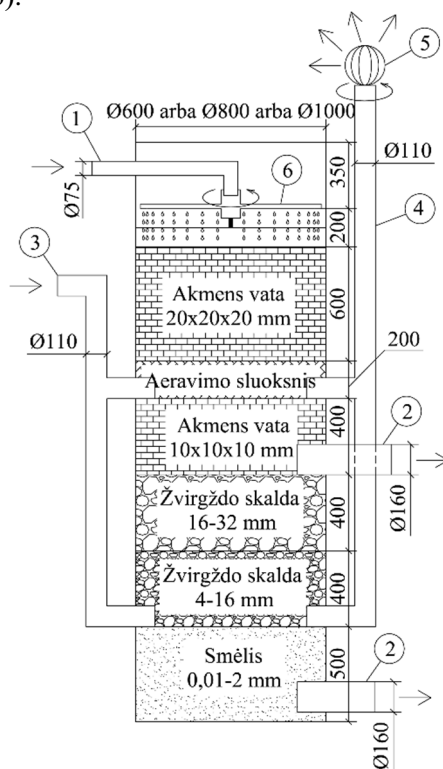
Remiantis laboratorinių bandymų rezultatais, aprašytais 3.2 poskyryje, pagrindinio valymo biofiltruose antrojo užpildo bandymų metu ortofosfatams šalinti buvo nuspręsta išbandyti metalo pramonės atliekų – geležies drožlių – užpildą, o trečiojo užpildo bandymų metu – specialiai fosforui šalinti gaminamo sorbento *Filtralite P* (Maxit AS, Norvegija) užpildą (2.4 pav.). Plačiau jie aprašyti 2.2.2 skyrelyje. Geležies drožlių atveju, siekiant sudaryti aerobines sąlygas, reikalingas šalinant fosforą, geležies drožlės buvo paskirstytos viršutiniame akmens vatos sluoksnyje (10 cm nuo užpildo viršaus).

Pagrindinio nuotekų valymo bandymai buvo atlikti su trimis skirtingomis užpildų variacijomis (sąlyginai pavadintomis pirmuoju, antruoju ir trečiuoju užpildu).

Pirmasis užpildas (2.11 pav.) pagrindiniam nuotekų valymui yra tarsi atspirties taškas, su kuriuo lyginamos kiti du biofiltrų užpildai. Pirmojo užpildo atveju tiriami užpildai nebuvo apsemti. Valytos buitinės nuotekos iš mažų nuotekų valymo įrenginių dažnai infiltruojamos į gruntą, kadangi dažnai aplinkui nėra priimančio vandens telkinio. Nuotekų infiltravimui į gruntą dažnai naudojami filtracijos šuliniai. Todėl pirmasis užpildas susideda iš dviejų sluoksnių, kurie atlieka skirtingas funkcijas: viršutinis – akmens vatos – sluoksnis veikia kaip laistomasis filtras. Jis skirtas valyti nuotekas biologiniu būdu (šalinti organinius teršalus ir amonį) ir mechaniškai sulaikyti skendinčiąsias medžiagas. Apatinis sluoksnis naudojamas kaip filtracijos šulinys. Jis sudarytas iš dviejų frakcijų žvirgždo skaldos pasluoksnių (viršutinio sluoksnio frakcija 16–32 mm, apatinio – 4–16 mm) ir smėlio pasluoksnio (frakcija 0,01–2 mm).

Antrasis užpildas irgi susidėjo iš dviejų sluoksnių (2.12 pav.). Viršutiniame akmens vatos sluoksnyje buvo naudojama ta pati akmens vata kaip ir pirmojo užpildo bandymų metu (išskyrus BF1 biofiltrą, kuriame po jo užsikimšimo akmens vata buvo pakeista nauja (žr. 3.3.2 skyrelį). Jo paviršiuje (10 cm nuo viršaus) buvo paskirstytos geležies drožlės, skirtos ortofosfatams šalinti (BF1 biofiltre geležies drožlių sluoksnio storis lygus 10 cm, BF2 – 8 cm, BF3 – 5 cm; o jo tūris atitinkamai lygus 0,028 m³, 0,040 m³, 0,039 m³). Viršutiniame akmens vatos sluoksnyje buvo pašalinama didžioji dalis organinių medžiagų bei vyko

nitrifikacija, todėl denitrifikacijai vykti po akmens vatos sluoksnio buvo įrengtas pušies drožlių po obliavimo (drožlių dydis – 5–53 mm) sluoksnis. Įvairių tyrimų rezultatai rodo, kad medienos rūšis ir frakcija denitrifikacijos procesui įtakos neturi (Schipper *et al.* 2010a), todėl toliau tekste bandymų metu naudotos pušies drožlės vadinamos tiesiog medžio drožlėmis. BF1 biofiltre medžio drožlių sluoksnio storis buvo lygus 80 cm, BF2 – 40 cm, BF3 – 80 cm, o jo tūris atitinkamai lygus 0,25 m³, 0,2 m³, 0,63 m³. Jame užsiveisusios denitrifikuojančios bakterijos kaip išorinį anglies šaltinį naudojo medžio drožlėse esančią celiuliozę. BF1 ir BF3 biofiltruose medžio drožlių sluoksnis buvo apsemtas nuotekomis. Palyginimui BF2 biofiltre medžio drožlių sluoksnis nebuvo apsemtas, o žemiau, siekiant suskaidyti dėl medžio drožlių biodegradacijos galimai padidėjusį organinių medžiagų kiekį, buvo įrengtas sluoksnis iš 2×2×2 cm dydžio akmens vatos kubelių (0,4 m³ tūrio).



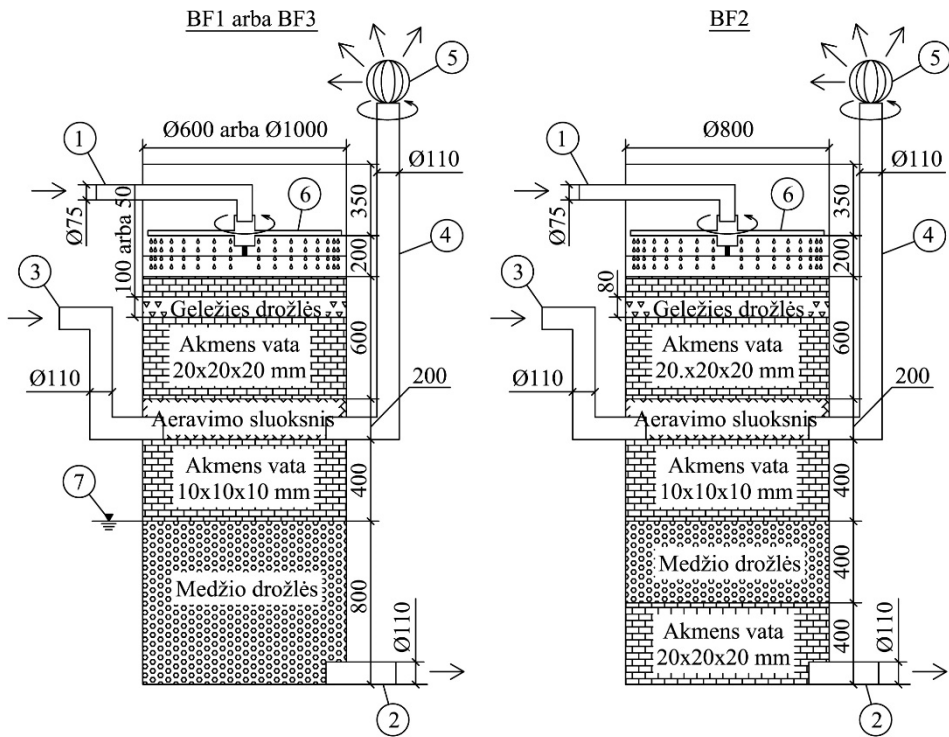
2.11 pav. Pirmasis užpildas pagrindiniam nuotekų valymui: 1 – įtekėjimo vamzdis DN75, 2 – ištekėjimo vamzdis DN160, 3 – oro įtraukimo vamzdis DN110,

4 – oro ištraukimo vamzdis DN110, 5 – deflektorius, 6 – nuotekų skirstytuvas

Fig. 2.11. First filter filling for secondary wastewater treatment: 1 – inlet pipe DN75,

2 – outlet pipe DN160, 3 – air intake pipe DN110, 4 – air extraction pipe DN110,

5 – air extractor, 6 – wastewater distributor



2.12 pav. Antrasis užpildas pagrindiniam nuotekų valymui: 1 – įtekėjimo vamzdis DN75, 2 – ištekėjimo vamzdis DN110, 3 – oro įtraukimo vamzdis DN110, 4 – oro ištraukimo vamzdis DN110, 5 – deflektorius, 6 – nuotekų skirstytuvas, 7 – vandens lygis

Fig. 2.12. Second filter filling for secondary wastewater treatment: 1 – inlet pipe DN75, 2 – outlet pipe DN110, 3 – air intake pipe DN110, 4 – air extraction pipe DN110, 5 – air extractor, 6 – wastewater distributor, 7 – water level

Trečiasis užpildas susidėjo iš trijų sluoksnių (2.13 pav.). Viršutinis neapsemtas akmenų vatos sluoksnis buvo analogiškas pirmojo ir antrojo užpildų viršutiniam sluoksniui. Denitrifikacijai buvo skirtas žemiau esantis medžio drožlių sluoksnis (BF1 biofiltre medžio drožlių sluoksnio storis lygus 55 cm, BF2 – 60 cm, BF3 – 80 cm, o jo tūris atitinkamai lygus 0,17 m³, 0,30 m³, 0,63 m³), o ortofosfatams šalinti – *Filtralite P* sorbento sluoksnis (BF1 biofiltre *Filtralite P* sluoksnio storis lygus 75 cm, BF2 – 70 cm, BF3 – 30 cm, o jo tūris atitinkamai lygus 0,023 m³, 0,035 m³, 0,024 m³). Šio užpildo bandymu metu buvo naudojama ta pati akmenų vata ir tos pačios medžio drožlės kaip ir pirmųjų dviejų užpildų bandymų metu. Šalinant ortofosfatų *Filtralite P* sorbentu, ištekančiose nuotekose padidėja pH koncentracija. Siekiant įvertinti padidėjusio pH įtaką

denitrifikacijos efektyvumui, BF2 biofiltre *Filtralite P* sluoksnis buvo įrengtas virš medžio drožlių sluoksnio.

Ištekančiose iš medžio drožlių sluoksnio nuotekose BDS₇ koncentracija gali siekti net kelis šimtus mg/l. Tuo pat metu *Filtralite P* sorbento fosforo šalinimo geba gali sumažėti, jei nuotekose yra didelis organinių medžiagų kiekis. Todėl siekiant įvertinti organinių medžiagų įtaką ortofosfatų šalinimui, BF1 ir BF3 biofiltruose *Filtralite P* sluoksnio tūris buvo vienodas ir jis buvo įrengtas po medžio drožlių sluoksnio. Bandymų metu biofiltruose ir filtruose įrengtų užpildų tūriai pateikti A priede, A1 lentelėje.

2.3.4. Tiekiamos nuotekos

Bandymų metu į bandomąjį stendą buvo tiekiamos nevalytos nuotekos iš Maišiagalos miesto. Nuotekos po septiko buvo tiekiamos į pagrindinio valymo biofiltrus, o po jų – į tretinio valymo filtrus. Į pirminio, pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo bandomuosius standus tiekiamų nuotekų sudėtis pateikta A priede, A2–A4 lentelėse.

2.3.5. Cheminės nuotekų analizės

Bandomajame stende numatytos 9 vietos nuotekų mėginiams imti (2.5 pav.). Atitekančių į bandomąjį stendą nuotekų mėginys buvo paros sudėtinis ir imamas rankiniu būdu. Prieš ir po pagrindinio ir tretinio valymo filtrų debitui proporcingi paros nuotekų mėginiai buvo imami trimis nešiojamais mėginių semtuvais *Buhler 1000* (Hach Lange, Vokietija). Kai pagrindinio ir tretinio valymo mėginiai buvo imami tą pačią dieną, tai tretinio valymo mėginiai buvo momentiniai, o pagrindinio valymo mėginių vienas momentinis, o likę trys – debitui proporcingi paros mėginiai. Kai pagrindinio ir tretinio valymo mėginiai buvo imami skirtingomis savaitės dienomis, tai tiek pagrindinio, tiek tretinio valymo vienas mėginys buvo momentinis ir imamas rankiniu būdu, o likę trys – debitui proporcingi paros mėginiai.

Nuotekų mėginiuose buvo nustatomos SM, BDS₇, ChDS, N-kjeldalio, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, P-bendras, PO₄-P koncentracijos, pH. Šie parametrai, išskyrus NO₃-N ir NO₂-N koncentracijas, buvo nustatomi visose nuotekų ėmimo vietose. Nevalytose nuotekose NO₃-N ir NO₂-N nebūna, todėl šie teršalai į bandomąjį stendą atitekančiose nuotekose nustatomi nebuvo. Į bandomuosius septikus atitekančių nuotekų temperatūra buvo matuojama nuotekų kaupimo rezervuare, nuotekų surinkimo-paskirstymo šulinyje ir nuotekų surinkimo-paskirstymo rezervuare. Cheminės nuotekų analizės buvo nustatomos šiais būdais:

- SM – filtruojant nuotekas per stiklo pluošto filtrą (LST EN 872:2005).
- BDS₇ – skiedimo ir sėjimo, pridėjus aliltiokarbamido, jodometrinio metodu (LST EN 1899-1:2000, LST EN 25813:1999).
- ChDS – titrimetriniu metodu (LST ISO 6060:2003).
- NH₄-N – rankiniu spektrometriniu metodu, vartojant hipochlorito jonus (LST ISO 7150-1:1998).
- N-kjeldalio – mineralizavimo su seleno metodu (LST EN 25663:2000).
- NO₃-N – spektrometriniu metodu, vartojant sulfosalicilo rūgštį (LST ISO 7890-3:1998).
- NO₂-N – molekulinės absorbcijos spektrometriniu metodu (LST EN 26777:1999).
- PO₄-P ir P-bendras – spektrometriniu metodu, vartojant amonio molibdata (LST EN ISO 6878:2004).
- Nuotekų temperatūra ir O₂ matuojama deguonies matuokliu *SevenGo pro SG6* (Mettler Toledo, Šveicarija).
- pH matuojamas daugiafunkciu elektrocheminiu matuokliu *MultiLine P4/SET* (WTW, Vokietija).

N-org koncentracija nuotekose nustatoma iš N-kjeldalio koncentracijos atimant NH₄-N koncentraciją, o P-org ir p-PO₄-P koncentracijų suma – iš P-bendras koncentracijos atimant PO₄-P koncentraciją. N-bendras koncentracija apskaičiuojama kaip N-kjeldalio, NO₂-N ir NO₃-N koncentracijų suma.

2.4. Individualaus buitinių nuotekų valymo technologijos bandymų metodika

Remiantis ankstesnių laboratorinių ir lauko bandymų rezultatais buvo nuspręsta, kad kuriama individualaus buitinių nuotekų valymo technologija susidės iš šių grandžių:

- Trijų kamerų septikas – pirminiam nuotekų valymui.
- Laistomasis filtras su akmens vatos laikmeniu – organiniams teršalams ir amoniui šalinti bei tretiniam nuotekų valymui.
- Apsemtų medžio drožlių sluoksnis – post-denitrifikacijos procesui.
- Neapsemtų geležies drožlių sluoksnis – fosforui šalinti.

Siekiant išbandyti sukurtą individualaus buitinių nuotekų valymo technologiją, jos pagrindu buvo sukurtas NVĮ, skirtas valyti buitines nuotekas, susidarancias vienos keturių asmenų šeimos namų ūkyje (3.24 pav.), ir atlikti jo efekty-

vumo bandymai. Bandymai buvo atlikti lauke, Statybos produkcijos sertifikavimo centro Nuotekų valymo įrenginių laboratorijoje, Maišiagaloje, esant -15–25 °C aplinkos temperatūrai.

2.4.1. Bandymų eiga

Bandymai buvo atlikti pagal LST EN 12566-3:2006+A1:2009: Mažieji iki 50 SGS nuotekų valymo įrenginiai. 3 dalis. Gamyklinės ir (arba) statybvietėje surenkamos buitinių nuotekų valyklos. Bandymų eiga pateikta 2.7 lentelėje.

2.7 lentelė. Bandymų eiga

Table 2.7. Test schedule

Etapo Nr.	Etapo pavadinimas. Charakteristika	Tiekiamas nuotekų debitas, m ³ /d	Trukmė, sav.	Mėginių ėmimo dažnumas, kartais
1	Inokuliavimo laikotarpis	0,6	1,5	-
2	VARDINIS. Vardinis paros nuotėkis	0,6	6	4
3	NEPILNUTINĖ APKROVA. 50 % vardinio paros nuotėkio	0,3	2	2
4	VARDINIS. ENERGIJOS PERTRŪKIS. Vardinis paros nuotėkis*	0,6	6	5
5	SUNKUMAI DĖL MAŽO APKRAUTUMO. Nėra nuotėkio	-	2	-
6	VARDINIS. Vardinis paros nuotėkis	0,6	6	3
7	PERKROVA. 150 % vardinio paros nuotėkio†	0,9 – pirmas 48 val., tada – 0,6	2	2
8	VARDINIS. ENERGIJOS PERTRŪKIS. Vardinis paros nuotėkis*	0,6	6	5
9	NEPILNUTINĖ APKROVA. 50 % vardinio paros nuotėkio	0,3	2	2
10	VARDINIS. Vardinis paros nuotėkis	0,6	6	3

* Praėjus 2 savaitėms po etapo pradžios, elektros energijos tiekimas nutraukiamas 24 val.

† Etapo pradžioje 48 val. į įrenginį tiekiamas padidintas nuotekų debitas.

Prasidėjus bandymams, dėl nenustatytų priežasčių organinių medžiagų koncentracija iš medžio drožlių sluoksnio ištekančiose nuotekose, ir atitinkamai denitrifikacijos efektyvumas, nebuvo aukšti, todėl 72 dieną bandymai buvo nutraukti, medžio drožlės pakeistos naujomis ir bandymai pradėti iš naujo (t. y. nuo pirmojo etapo).

Remiantis LST EN 12566-3+A1:2009, bandymų metu nuotekos į įrenginį paros bėgyje buvo tiekiamos ne pastoviai, o imituojant vandens suvartojimą namų ūkyje (2.6 lentelė).

Biofilto inokuliavimas buvo atliktas natūraliai, tiekiant į jį septyktoje išvalytas nuotekas.

Siekiant nustatyti NVĮ teršalų šalinimo efektyvumą, bandymų metu buvo imami į NVĮ atitekančių ir iš jo ištekančių nuotekų mėginiai. Jie buvo imami rankiniu būdu ir buvo paros sudėtiniai. Siekiant nustatyti septiko ir atskirų biofilto grandžių darbo efektyvumą, taip pat buvo imami nuotekų mėginiai iš tarpinių ėmimo vietų – po septiko (prieš biofiltrą) ir po antros biofilto zonos. Šie mėginiai buvo momentiniai ir imami rankiniu būdu iš 1S ir 2S siurblinių (3.24 pav.).

Bandymų metu buvo vertinamas NVĮ teršalų šalinimo efektyvumas ir jo faktinės tūrinės apkrovos teršalais. Šie parametrai buvo apskaičiuoti pagal (2.1) ir (2.2) formules.

2.4.2. Tiekiamos nuotekos

Bandymų metu į NVĮ buvo tiekiamos nevalytos nuotekos iš Maišiagalos miesto. Į bandomąjį stendą tiekiamų nevalytų nuotekų užterštumai pateikti 2.8 lentelėje.

2.8 lentelė. Nuotekų, tiekiamų į nuotekų valymo įrenginį, sudėtis

Table 2.8. Composition of the wastewater fed to the designed individual wastewater treatment unit

Parametras	BDS ₅ , mg/l	ChDS, mg/l	SM, mg/l	N-kjeldalio, mg/l	NH ₄ -N, mg/l	P-bendras, mg/l	pH
Vidurkis	341	764	356	86	62	8,5	7,47
Mediana	311	693	324	86	64	7,6	7,45
Standartinis nuokrypis	117	264	150	21	12	2,8	0,32
Minimali reikšmė	203	397	192	49	34	4,9	6,74
Maksimali reikšmė	646	1475	788	133	88	18,4	8,00
Mėginių skaičius <i>n</i>	31						

2.4.3. Cheminės nuotekų analizės

Visuose nuotekų mėginiuose buvo nustatomos SM, ChDS, NH₄-N, NO₃-N (išskyrus įtekėjimą), NO₂-N (išskyrus įtekėjimą), PO₄-P koncentracijos bei pH. Į NVĮ atitekančiose nuotekose ir iš jo ištekančiose nuotekose tai pat buvo nustatomos BDS₅, N-kjeldalio ir P-bendras koncentracijos. Taip pat buvo matuojamos

nuotekų ir aplinkos temperatūros. Nereguliariai nuotekose buvo matuojama O_2 koncentracija, siekiant įsitikinti, kad atskirose biofiltro grandyse sudaromos palankios sąlygos teršalų šalinimo procesams vykti. Cheminės nuotekų analizės buvo nustatomos šiais būdais:

- SM – filtruojant nuotekas per stiklo pluošto filtrą (LST EN 872:2005).
- BDS_5 – skiedimo ir sėjimo, pridėjus aliltiokarbamido, jodometrinio metodu ir neskietų mėginių metodu (LST EN 1899-1:2000, LST EN 1899-2:2000).
- ChDS – titrimetriniu metodu (LST ISO 6060:2003).
- NH_4-N – rankiniu spektrometriniu metodu, vartojant hipochlorito jonus (LST ISO 7150-1:1998).
- N-Kjeldalio – mineralizavimo seleno metodu (LST EN 25663:2000).
- NO_3-N – spektrometriniu metodu, vartojant sulfosalicilo rūgštį (LST ISO 7890-3:1998).
- NO_2-N – molekulinės absorbcijos spektrometriniu metodu (LST EN 26777:1999).
- P-bendras – spektrometriniu metodu, vartojant amonio molibdatą (LST EN ISO 6878:2004).
- pH ir nuotekų temperatūra matuojami daugiafunkciu elektrocheminiu matuokliu *MultiLine P4/SET* (WTW, Vokietija).
- O_2 matuojama deguonies matuokliu *SevenGo pro SG6* (Mettler Toledo, Šveicarija).
- Aplinkos temperatūra matuojama termometru.

Azoto junginių koncentracija nuotekose iš tarpinių mėginių ėmimo vietų ir PO_4-P koncentracija buvo nustatomos *Spectroquant* testais ir *Genesys 10 UV-Vis* spektrofotometru (Thermo Fisher Scientific, JAV).

N-bendras koncentracija nuotekose nustatoma sudėjus N-Kjeldalio, NO_2-N ir NO_3-N koncentracijas.

2.5. Statistinis duomenų apdorojimas

Bandymų metu gauti rezultatai buvo susisteminti ir įvertinti statistikos metodais pasinaudojant *SPSS Statistics 20* programiniu paketu (IBM Corporation, JAV).

Vertinant rezultatus buvo skaičiuojami aritmetiniai duomenų vidurkiai, medianos bei standartiniai nuokrypiai. Apskaičiuotos reikšmės pateiktos tokiu pavidalu: vidutinė vertė \pm standartinis nuokrypis. Lauko bandymų metu tirtojo sep-

tiko duomenys, pateikti 3.3.1 skyrelyje, nebuvo pasiskirstę pagal normalųjį skirstinį, todėl jie yra pateikti medianomis.

Prieš lyginant gautų duomenų vidurkius, buvo patikrinta, ar bandymų metu gautos reikšmės yra pasiskirsčiusios pagal normalųjį skirstinį bei ar jų dispersijos yra lygios (tikrinama tik dviejų nepriklausomų imčių t testui atlikti). Duomenų normališkumas buvo tikrinamas kompleksiskai: atliekant normališkumo testus (Kolmogorovo-Smirnovo bei Šapiro-Vilko testai) bei vizualiai iš nubraižytų histogramų ir kvantilių grafikų. Dispersijų lygybė buvo tikrinama Levene testu. Jeigu duomenys buvo pasiskirstę normaliai ir jų dispersijos buvo lygios, tolesnei duomenų analizei buvo taikomi parametrinės statistikos metodai (vienos imties t testas bei dviejų nepriklausomų imčių t testas, reikšmingumo lygmuo $\alpha > 0,05$). Jeigu duomenys buvo pasiskirstę ne pagal normalųjį skirstinį ir jų dispersijos nebuvo lygios, vidurkiai buvo lyginami pasinaudojant neparametriniu Mano-Vitnio U testu (reikšmingumo lygmuo $\alpha > 0,05$). Kai nulinės hipotezės (nagrinėjamų imčių vidurkiai yra lygūs) tikimybė p neviršijo reikšmingumo lygmens α , nulinė hipotezė buvo atmetama ir priimama alternatyvi hipotezė, kad skirtumas tarp nagrinėjamų imčių vidurkių yra statistiškai reikšmingas.

Prieš atliekant paprastąją tiesinę regresiją, t testu buvo patikrinta, ar tiesinė regresija tarp dviejų kintamųjų yra statistiškai reikšminga: kai nulinės hipotezės (regresija tarp dviejų kintamųjų yra statistiškai nereikšminga) tikimybė p neviršijo reikšmingumo lygmens α , nulinė hipotezė buvo atmetama ir priimama alternatyvi hipotezė, kad regresija tarp dviejų kintamųjų yra statistiškai reikšminga. Pastaruoju atveju buvo tikrinamos pagrindinės tiesinės regresinės analizės prielaidos, t. y. ar standartizuotųjų liekanų skirstinys yra normalusis ir ar standartizuotųjų liekanų sąlyginė dispersija yra pastovi (homoskedastiškumo prielaida). Šios prielaidos buvo tikrinamos vizualiai iš nubraižytų liekanų histogramų, kvantilių grafikų ir sklaidos diagramų. Jei prielaidos buvo tenkinamos, priklausomybės stiprumui tarp dviejų kintamųjų nustatyti buvo naudojamas Pirsono koreliacijos koeficientas r . Jei regresinės analizės prielaidos nebuvo tenkinamos, duomenys buvo transformuojami juos logaritmuojant ir prielaidos buvo tikrinamos dar kartą. Jei ir šiuo atveju prielaidos nebuvo tenkinamos, priklausomybės stiprumui taro dviejų kintamųjų nustatyti buvo naudojamas neparametrinis tiesinės koreliacijos koeficiento atitikmuo – Spirmeno ranginės koreliacijos koeficientas r_s .

2.6. Antrojo skyriaus išvados

1. Siekiant tinkamai įvertinti skirtingų medžiagų panaudojimo nuotekoms valyti galimybes, pirmiausia reikia jas iširti laboratorinėmis sąlygomis,

o tada, remiantis šių tyrimų rezultatais, atlikti šių medžiagų bandymus lauko sąlygomis.

2. Tiek laboratorinių, tiek lauko bandymų metu skirtingų užpildų panaudojimo nuotekų valymo procese potencialas turi būti nustatomas filtruojant nuotekas per filtrus su tiriamaisiais užpildais. Tada, remiantis šių bandymų rezultatais, turi būti sprendžiama, kurie iš tirtųjų užpildų turi būti naudojami kuriamoje individualaus buitinių nuotekų valymo technologijoje.
3. Kuriamą individualaus buitinių nuotekų valymo technologiją turi šalinti iš nuotekų skendinčiąsias, organines ir biogenines medžiagas, todėl bandymų metu turi būti nustatomos šių teršalų koncentracijos nevalytose ir valytose nuotekose. Tiriamieji užpildai skirti ne visiems, o tik vienam arba keletui teršalų šalinti (pvz., geležies drožlės ir *Filtralite P* sorbentas skirti šalinti fosfatus), todėl tiriant konkretų užpildą, visų teršalų koncentracijų nustatymas nėra reikalingas ir turi būti nustatomi tik tie teršalai, kurių šalinimui tiriamas užpildas yra skirtas.
4. Kuriamos nuotekų valymo technologijos atskirų grandžių projektiniai parametrai turi būti nustatomi lauko bandymų metu. Remiantis laboratoriniais ir lauko bandymais sukurta individualaus buitinių nuotekų valymo technologija turi būti išbandyta lauko sąlygomis, siekiant įvertinti jos darbo efektyvumą.

Buitinių nuotekų valymo technologijų tyrimų rezultatai

Skyriuje pateikiami užpildų, kurie gali būti naudojami individualiam buitinių nuotekų valymui, laboratorinių ir lauko bandymų rezultatai. Paskutiniame skyriaus poskyryje aprašoma šių bandymų pagrindu sukurta individualaus buitinių nuotekų valymo technologija ir pateikiami šios technologijos pagrindu suprojektuoto nuotekų valymo įrenginio bandymų rezultatai. Šio skyriaus medžiaga buvo paskelbta trijuose autorės straipsniuose (Kirjanova *et al.* 2011a, 2012a, 2014a), keturių tarptautinių ir trijų respublikinių konferencijų medžiagoje (Kirjanova *et al.* 2011b, 2012b,c, 2013, 2014c, Kirjanova ir Rimeika 2011, Strazdasas *et al.* 2012, Zopelytė *et al.* 2012).

3.1. Laistomųjų filtrų su akmens vatos laikmeniu laboratorinių tyrimų rezultatai

Jau 25 tyrimų dieną organinių junginių šalinimas filtruose buvo didesnis negu 90 %, o BDS₇ koncentracija iš abiejų filtrų ištekančiose nuotekose neviršijo 4 mg/l. Be to, laistomuosiuose filtruose taip pat vyko nitrifikacija, kurios metu

amonio azotas buvo verčiamas nitritais ir nitratais: jau 8 tyrimų dieną amonio šalinimo efektyvumas abiejuose filtruose buvo didesnis negu 60 %.

Reikia pastebėti, kad BDS₇ nuotekose buvo nustatomas ir anksčiau negu 25 tyrimų dieną, tačiau dėl blogai pasirinkto skiedimo faktoriaus šie rezultatai nėra vertinami. Nitrifikuojančių bakterijų augimo tempai yra lėtesni negu organinius teršalus skaidančių heterotrofų, todėl galima daryti prielaidą, kad organinių teršalų šalinimas vyko gerai ir anksčiau negu 25 tyrimų dieną. Taigi galima teigti, kad jau antrąją tyrimų savaitę ant laistomųjų filtrų laikmens priaugo pakankamas kiekis heterotrofinių ir nitrifikuojančių bakterijų organinių teršalų oksidacijai ir nitrifikacijai vykti. Toks greitas bandomojo stendo paleidimo laikotarpis sietinas su tuo, kad į filtrus buvo įdėta užkrato iš veikiančio biofiltro.

Iš 3.1 lentelės matyti, kad vidutinis BDS₇ šalinimo efektyvumas F1 filtre siekė 97±3 %, F2 filtre – 98±1 %. Nitrifikacijos efektyvumas siekė 63±10 % F1 filtre ir 63±11 % F2 filtre. Atlikus statistinį duomenų apdorojimą, galima teigti, kad statistškai reikšmingo skirtumo tarp vidutinio BDS₇ šalinimo efektyvumo F1 ir F2 filtruose nėra (dviejų nepriklausomų imčių t testas, $p = 0,33$). Taip pat statistškai reikšmingo skirtumo neužfiksuota ir tarp vidutinio nitrifikacijos efektyvumo F1 ir F2 (dviejų nepriklausomų imčių t testas, $p = 0,96$). Taigi tiek susmulkinta akmens vata *Paroc WAS 35*, tiek substratas gėlėms auginti *Growcube* yra tinkami naudoti biologiniam nuotekų valymui laistomuosiuose filtruose, šalinant iš nuotekų organines medžiagas ir amonį. Kita vertus, *Growcube* gali būti laikomas geresniu pasirinkimu, kadangi jis jau yra supjaustytas tinkamo dydžio kubeliais, o jo ilgalaikis įmirkis yra beveik du kartus didesnis (2.1 lentelė), todėl filtras su tokiu laikmeniu galėtų ilgesnį laiką išbūti be nuotekų ir tai neturėtų neigiamos įtakos ant laikmens gyvenantiems mikroorganizmams, kadangi dėl didesnio laikmens įmirkio biomasė ilgesnį laiką išbūtų drėgna.

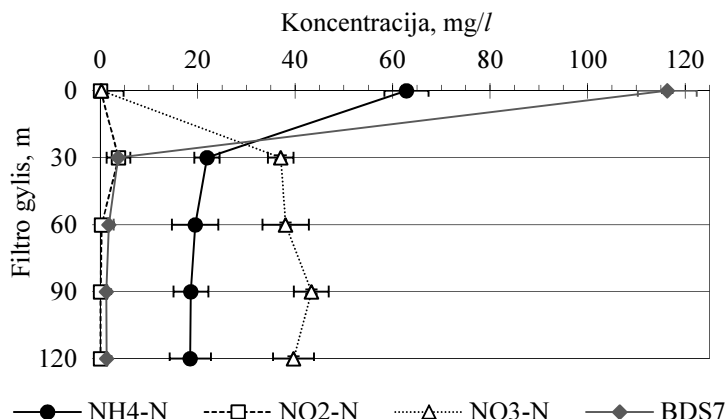
3.1 lentelė. Tyrimų rezultatai

Table 3.1. Results of the experiments

Para- metras		BDS ₇			NH ₄ -N			NO ₂ -N		NO ₃ -N		pH		O ₂	
		C, mg/l	E, %	<i>n</i>	C, mg/l	E, %	<i>n</i>	C, mg/l	<i>n</i>	C, mg/l	<i>n</i>	-	<i>n</i>	C, mg/l	<i>n</i>
Įtekėjimas		79±29	-	8	69±13	-	12	0,1±0,0	10	0,3±0,2	12	7,6±0,3	11	5,8±2,1	8
Ištekėjimas	F1	1,7±0,8	97±3	9	26±10	63±10	11	0,7±0,9	9	31±10	12	4,8±0,8	11	9,4±0,2	9
	F2	1,4±0,7	98±1	9	25±8	63±11	11	0,8±1,1	9	33±12	11	5,0±0,5	11	9,4±0,3	7

64–81 tyrimų dienomis buvo paimta po tris momentinius nuotekų mėginius ($n = 3$) iš tarpinių mėginių ėmimo vietų filtre su *Growcube* laikmeniu. 3.1 paveiksle pateiktos BDS₇, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N koncentracijos nuotekose,

paimtose iš skirtingų F1 filtro aukščių, o 3.2 lentelėje pateikti apibendrinti nuotekų, paimtų iš skirtingų filtro aukščių, analizių rezultatai.



3.1 pav. BDS₇, NH₄-N, NO₂-N ir NO₃-N koncentracijos skirtinguose F1 filtro aukščiuose (čia ir toliau paklaidų juostos parodo standartinį nuokrypį)

Fig. 3.1. BOD₇, NH₄-N, NO₂-N and NO₃-N profiles at different F1 filter height

Iš 3.1 paveikslo matyti, kad organinių medžiagų ir amonio šalinimas daugiausiai vyko pirmuose 30 cm filtro aukščio – jame buvo pašalinta 98 % nuo bendrai pašalinto BDS₇ kiekio ir 92 % nuo bendrai pašalinto NH₄-N kiekio. Vidutinė BDS₇ koncentracija šio sluoksnio išteklėjime siekė $3,7 \pm 0,6$ mg/l, o vidutinis BDS₇ šalinimo efektyvumas buvo 97 %. Vidutinė NH₄-N koncentracija šio sluoksnio išteklėjime siekė 22 ± 3 mg/l, o vidutinis nitrifikacijos efektyvumas buvo 65 %. Taigi galima teigti, kad bioplėvelėje, esančioje pirmuose 30 cm filtro aukščio, koegzistavo autotrofinės nitrifikuojančios ir heterotrofinės bakterijos, o tai yra nebūdinga laistomiesiems filtrams.

NO₂-N koncentracija nuotekose, pratekėjusiose pro pirmuosius 30 cm filtro aukščio, buvo lygi $3,8 \pm 2,4$ mg/l ir viršijo į gamtinę aplinką leidžiamą išleisti didžiausią leistiną NO₂-N koncentraciją, kuri lygi 0,45 mg/l (LR Aplinkos ministro... 2006). Padidėjusi NO₂-N koncentracija viršutiniame laikmens sluoksnyje gali būti paaiškinta tuo, kad šiame sluoksnyje nebuvo priaugę pakankamai NOB. Pavyzdžiui, Lydmark *et al.* (2006) nustatė, kad viršutiniame laistomojo filtro, skirto tretinei nitrifikacijai, sluoksnyje AOB buvo daugiau negu NOB, laikmens viduriniame sluoksnyje daugiau buvo NOB, o filtro apačioje šių bakterijų kiekiai buvo panašūs. Kita vertus, vienos imties t testas parodė, kad statistiškai reikšmingo skirtumo tarp NO₂-N koncentracijos nuotekose, pratekėjusiose pro pirmuosius 30 cm filtro aukščio, ir didžiausios leistinos NO₂-N koncentracijos nėra (vienos imties t testas, $p = 0,14$).

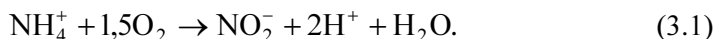
3.2 lentelė. BDS₇ ir NH₄-N šalinimo procesas skirtinguose F1 filtro aukščiuose ($n = 3$)

Table 3.2. BOD₇ and NH₄-N removal at different F1 filter height ($n = 3$)

Filtro aukštis, m	O ₂ , mg/l	pH	BDS ₇			NH ₄ -N			NO ₂ -N, mg/l	NO ₃ -N, mg/l
			C, mg/l	E, %	Pašalinta BDS ₇ , % nuo viso pašalinto BDS ₇ kiekio	C, mg/l	E, %	Pašalinta NH ₄ -N, % nuo viso pašalinto NH ₄ -N kiekio		
0	5,5±1,2	7,9±0,1	116±6	-	-	63±5	-	-	0,1±0,0	0,3±0,2
30	9,1±0,1	4,8±0,6	3,7±0,6	97	98	22±3	65	92	3,8±2,4	37±4
60	9,1±0,1	4,1±0,4	1,8±1,0	52	1,7	20±5	11	5,5	0,3±0,3	38±5
90	9,2±0,2	4,0±0,2	1,2±0,2	31	0,5	19±4	5	2,0	0,1±0,2	43±3
120	9,3±0,1	4,1±0,3	1,3±0,3	-7	-0,1	19±4	1	0,3	0,1±0,2	40±3

Nuotekose, pratekėjusiose pro 60 cm aukščio laikmens sluoksni, NO₂-N koncentracija jau siekė tik 0,3±0,3 mg/l ir statistiškai reikšmingai nesiskyrė nuo leistinos reikšmės (vienos imties t testas, $p = 0,34$). Taigi sėkmingam vienalaikiam organinių junginių ir amonio šalinimui pakako 60 cm aukščio filtro, o tai atitinka 179 g BDS₇/m³/d ir 97 g NH₄-N/m³/d tūrinės apkrovos teršalais ($n = 3$). Esant tokioms apkrovoms teršalais ir 0,92 m³/m²/d ($n = 3$) hidraulinei paviršiaus apkrovai, BDS₇ šalinimo efektyvumas filtre su *Growcube* laikmeniu siekė 99 %, o NH₄-N – 69 % ($n = 3$).

Reikia pastebėti, kad tyrimų metu vidutinė pH reikšmė atitekančiose nuotekose siekė 7,6±0,3 ir statistiškai reikšmingai skyrėsi nuo vidutinių pH reikšmių iš filtrų ištekančiose nuotekose (dviejų nepriklausomų imčių t testas, $p = 0,00$ tiek F1, tiek F2 filtrų atvejais) (3.1 lentelė). Manoma, kad pH sumažėjimas susijęs su amonio oksidacijos metu susidarančiais vandenilio jonais, kurie gali sumažinti pH mažai buferinių savybių turinčiose nuotekose (Tarre ir Green 2004, Tchobanoglous 2003):



Nitrifikuojančios bakterijos yra labai jautrios pH. Palankiausias sąlygos nitrifikacijos procesui susidaro tada, kai nuotekų pH yra tarp 7,5 ir 8,0. Nuotekų pH nukritus žemiau 6,8, nitrifikacijos greičiai pastebimai sumažėja, o kai nuotekų

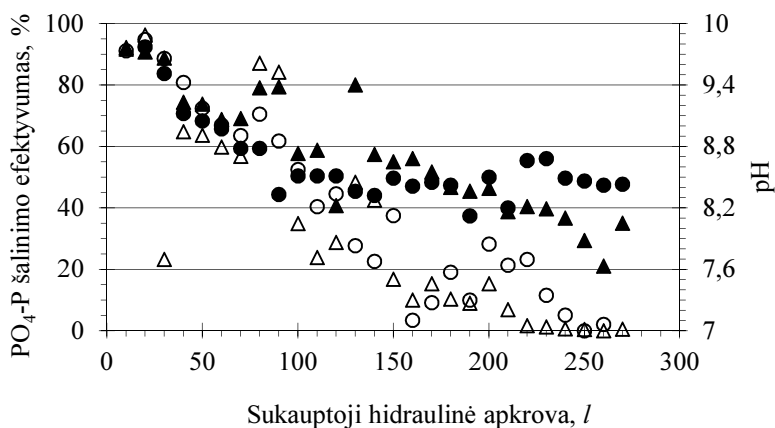
pH yra 5,8–6,0, nitrifikacijos greitis gali siekti tik 10–20 % nuo nitrifikacijos greičio esant pH 7,0 (Tchobanoglous 2003).

Iš 3.2 lentelės matyti, kad gilesniuose filtro laikmens sluoksniuose, esant mažam nuotekų pH, nitrifikacijos efektyvumas irgi nebuvo didelis. Atlikus regresinę analizę, matyti, kad egzistuoja stiprus ryšys tarp pH ir nitrifikacijos efektyvumo reikšmių skirtinguose filtro gyliuose (koreliacijos koeficientas $r = 0,96$). Nuotekose, pratekėjusiose pro pirmuosius 60 cm filtro aukščio, pH sumažėjo nuo $7,9 \pm 0,1$ iki $4,1 \pm 0,4$, o gilesniuose užpildo sluoksniuose pH nekito ir buvo lygus maždaug 4. Nitrifikacijos procesas didžiąja dalimi vyko pirmuose 30 cm filtro aukščio, kur pH buvo didesnis negu $4,8 \pm 0,6$. Nitrifikacijos efektyvumas šiame sluoksnyje buvo lygus 65 %. Apatinėje filtro dalyje (60–120 cm) nitrifikacija praktiškai nevyko, nors neoksiduoto amonio koncentracija dar buvo pakankamai didelė – 20 ± 5 mg/l. Taigi galima daryti prielaidą, kad nitrifikuojančios bakterijos nustoja vykdyti nitrifikaciją, kai nuotekų pH nukrenta iki 4. Taip pat tikėtina, kad, jei tyrimų metu pH reikšmės būtų būdingoms nuotekoms, būtų pasiektas didesnis nitrifikacijos efektyvumas.

3.2. Filtrų su geležies drožlių ir *Filtralite P* užpildų laboratorinių tyrimų rezultatai

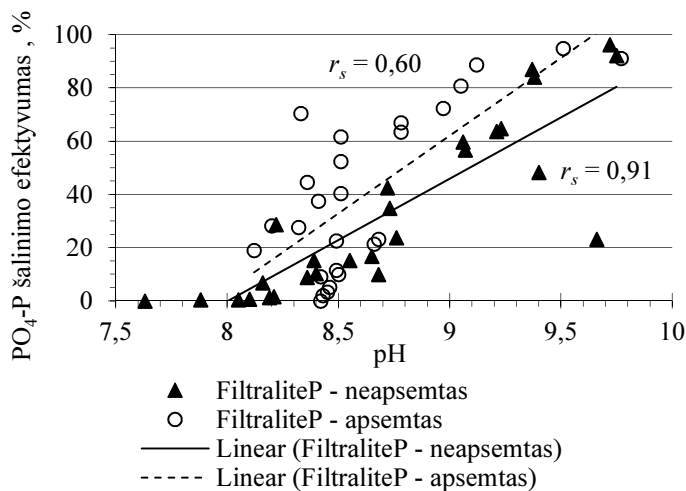
Tiek neapsėmus, tiek apsėmus *Filtralite P* užpildą nuotekomis, iš pradžių $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija ištekančiose nuotekose buvo maža, tačiau ilgainiui ji didėjo, kol galiausiai tapo lygi $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracijai atitekančiose nuotekose. Iš 3.2 paveikslą matyti, kad bėgant laikui mažėjo ne tik *Filtralite P* užpildo $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas, bet ir pH ištekančiose nuotekose: abiem atvejais tyrimų pradžioje pH ištekančiose nuotekose siekė 9,8, tačiau ilgainiui jis sumažėjo iki 7,6 neapsemto *Filtralite P* atveju ir 8,4 – apsemto *Filtralite P* atveju. Tuo tarpu nuotekose iš filtro su geležies drožlėmis pH buvo stabilus ir siekė $8,8 \pm 0,2$ (3.3 lentelė). Herman *et al.* (2013) atliktų tyrimų metu, kai į kolonas su *Filtralite P* buvo tiekiamos dirbtinės ir tikrosios nuotekos, pH ištekančiose nuotekose bėgant laikui irgi mažėjo, o $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimas blogėjo. Adam *et al.* (2007b) laipsnišką pH sumažėjimą nuotekose ir $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo suprastėjimą sieja su kalcio jonų, reikalingų fosfatams surišti, išplovimu iš užpildo.

Laboratorinių tyrimų metu taip pat buvo nustatyta tiesinė *Filtralite P* užpildo $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo pH ištekančiose nuotekose (3.3 pav.). Matyti, kad $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu 90 %, kai pH ištekančiose nuotekose buvo didesnis negu 9,5. Ši priklausomybė gali būti paaiškinta tuo, kad didelis nuotekų pH pagerina fosfatų reakciją su kalcio jonais (Song *et al.* 2002).



3.2 pav. PO₄-P šalinimo efektyvumas ir pH iš filtro su *Filtralite P* užpildu ištekančiose nuotekose

Fig. 3.2. PO₄-P removal efficiency and pH values in the effluent of the filter with *Filtralite P*

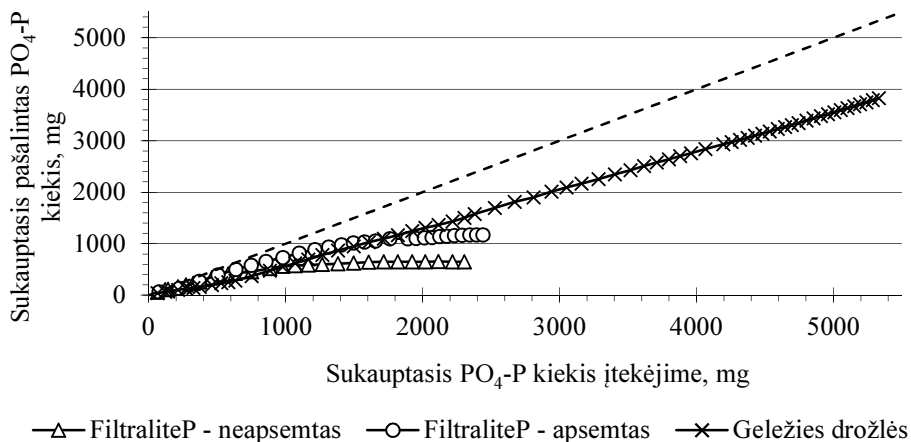


3.3 pav. *Filtralite P* PO₄-P šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo pH ištekančiose nuotekose

Fig. 3.3. Correlation between the effluent pH and *Filtralite P* PO₄-P removal efficiency

3.3 lentelė. O₂ ir pH reikšmės į filtrus įtekančiose ir iš jų ištekančiose nuotekose
Table 3.3. O₂ and pH values in the influent and effluent of the filters

Parametras	O ₂ , mg/l	pH	n
Įtekėjimas	8,1±0,3	8,1±0,3	54
<i>Filtralite P</i> – neapsemtas	8,0±0,2	8,7±0,6	27
<i>Filtralite P</i> – apsemtas	8,4±0,2	8,6±0,4	26
Geležies drožlės	7,2±0,6	8,8±0,2	54



3.4 pav. Sukauptasis PO₄-P kiekis į filtrus įtekančiose nuotekose ir užpildų sukaupiamasis pašalintas PO₄-P kiekis

Fig. 3.4. The cumulative amount of PO₄-P fed to the filters and the cumulative amount of PO₄-P removed

3.4 paveiksle užpildų sukaupiamasis pašalintas PO₄-P kiekis palygintas su sukaupiuoju PO₄-P kiekiu į filtrus atitekančiose nuotekose. Brūkšninė linija vaizduoja atvejį, kai visas patiektas PO₄-P kiekis yra pašalinamas užpildo. Matyti, kad apsemtas *Filtralite P* užpildas absorbuoja daugiau PO₄-P negu neapsemtas, tačiau ilgainiui abiem atvejais *Filtralite P* absorbuoja vis mažiau PO₄-P ir PO₄-P sorbcijos kreivės 3.4 paveiksle tampa horizontaliomis. Matyti, kad, kai *Filtralite P* užpildas beveik neabsorbavo PO₄-P, geležies drožlės ir toliau sėkmingai jį šalino.

Iš 3.3 lentelės matyti, kad iš filtrų su *Filtralite P* ištekančiose nuotekose O₂ koncentracija buvo panaši į atitekančių nuotekų O₂ koncentraciją. Tačiau iš filtro su geležies drožlėmis ištekančiose nuotekose O₂ koncentracija buvo pastebimai mažesnė negu atitekančiose nuotekose. (Mano-Vitnio U testas, p = 0,00). Manoma, kad toks O₂ koncentracijos sumažėjimas sietinas su tuo, kad geležies

drožlėse esanti geležis reaguoja su nuotekose esančiu deguonimi ir sudaro geležies oksidą Fe_2O_3 .

$\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo procesas filtre su geležies drožlėmis buvo stabilus, o jo efektyvumas svyravo 60–95 % ribose, kai drožlių tūrinė apkrova $\text{PO}_4\text{-P}$ buvo lygi 2,5–8,3 g $\text{PO}_4\text{-P}/\text{m}^3$ užpildo/h. Vidutinis $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas per visą tyrimų laikotarpį siekė 69 ± 16 %, o vidutinė $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija ištekančiose nuotekose – $2,4 \pm 1,1$ mg/l.

3.4 lentelėje pateikti abiejų užpildų pašalinto $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekiai. Skaičiuojant *Filtralite P* pašalinto $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekį, į skaičiavimus buvo įtrauktas fosforo kiekis užpildo pašalintas iki tol, kol $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas tapo lygus 0. Skaičiuojant geležies drožlių pašalinto $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekį, į skaičiavimus įtrauktas fosforo kiekis, pašalintas per visą tyrimų laikotarpį. Tyrimų pabaigoje geležies drožlių $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas dar buvo didelis, tęsiant tyrimus geležies drožlės tam tikra laiką dar šalintų $\text{PO}_4\text{-P}$ iš nuotekų ir pašalintas $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekis būtų dar didesnis.

3.4 lentelė. Tirtųjų užpildų pašalinto $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekiai

Table 3.4. Amounts of removed $\text{PO}_4\text{-P}$

Parametras \ Tirtasis užpildas	<i>Filtralite P</i>		Geležies drožlės
	Neapsemtas	Apsemtas	
Tyrimų trukmė, d	26	26	66
Patiektas nuotekų kiekis, l	260	260	660
$\text{PO}_4\text{-P}$ apkrova, g	2217	2392	5330
Pašalinta $\text{PO}_4\text{-P}$, mg	652	1232	3823
Pašalinta $\text{PO}_4\text{-P}$, mg $\text{PO}_4\text{-P}/\text{kg}$ užpildo	881	1665	2249
Pašalinta $\text{PO}_4\text{-P}$, mg $\text{PO}_4\text{-P}/\text{m}^3$ užpildo	369	697	2164

Iš 3.4 lentelės matyti, kad *Filtralite P* pašalina beveik dvigubai daugiau $\text{PO}_4\text{-P}$, kai jis yra apsemtas nuotekomis, negu kai jis yra neapsemtas. Adam *et al.* (2007b) atliktų tyrimų metu apsemtas *Filtralite P* pašalino 497 mg $\text{PO}_4\text{-P}/\text{kg}$ užpildo, o tai yra net 3 kartus mažiau negu šiame straipsnyje aprašytu tyrimų metu. Tai gali būti siejama su skirtingomis tyrimų sąlygomis – $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija, hidrauline apkrova, filtrų konstrukcija (Adam *et al.* 2007a). Adam *et al.* (2007b) vykdytų eksperimentų metu į 0,14 m skersmens filtrą buvo tiekiamos nuotekos, kurių debitas buvo 5,5 l/d. Disertacijoje aprašytų tyrimų metu į 0,05 m skersmens filtrus buvo tiekiamos nuotekos, kurių debitas buvo 10 l/d, o esant didesnei hidraulinei apkrovai *Filtralite P* pašalina didesnę $\text{PO}_4\text{-P}$ kiekį (Adam *et al.* 2007a).

Tyrimų pabaigoje geležies drožlės buvo pašalinusios 2,25 g PO₄-P/kg užpildo, kas yra 1,4 karto daugiau negu apsemto *Filtralite P* atveju. Vertinant pašalinto PO₄-P kiekį, tenkantį užpildo tūriui, matyti, kad geležies drožlės pašalino net 3,1 karto daugiau PO₄-P negu apsemtas *Filtralite P* užpildas. Taigi tam pačiam fosforo kiekiui pašalinti reikalinga tris kartus mažiau užpildo, o tai yra nemenkas pranašumas, kadangi toks nuotekų valymo įrenginys užims mažiau vietos. Be to, reikia prisiminti, kad geležies drožlių PO₄-P šalinimo potencialas tyrimų metu nebuvo iki galo išseikvotas, todėl tikėtina, kad jos gali pašalinti dar daugiau fosforo. Priimant, kad 1 m³ geležies drožlių gali pašalinti 2,2 kg PO₄-P, galima apskaičiuoti, kad pašalinti metinį PO₄-P kiekį, susidarantį šeimoje iš 4 žmonių (kuri generuoja 0,6 m³/d nuotekų, kurių PO₄-P koncentracija lygi 10,8 mg/l), reikalinga 1,1 m³ geležies drožlių.

32–44 tyrimų dienomis iš filtro su geležies drožlių užpildu buvo paimti septyni momentiniai nuotekų mėginiai ($n = 7$) iš tarpinių mėginių ėmimo vietų. 3.5 lentelėje pateikti apibendrinti nuotekų, paimtų iš skirtingų filtrų aukščių, analizių rezultatai.

3.5 lentelė. PO₄-P šalinimo procesas skirtinguose filtro su geležies drožlių užpildu aukščiuose ($n = 7$)

Table 3.5. PO₄-P sorption at different filter with iron filings height

Užpildo aukštis, m	PO ₄ -P, mg/l	Pašalinta PO ₄ -P, % nuo viso pašalinto PO ₄ -P kiekio	PO ₄ -P šalinimo efektyvumas, %
0	9,9±1,9	-	-
30	7,2±1,7	37±10	27±7
60	4,8±0,8	33±10	33±9
90	2,7±0,6	30±6	44±5

Iš 3.5 lentelės matyti, kad filtre su geležies drožlėmis pašalintas PO₄-P kiekis mažėjo didėjant filtro gyliui, o didžiausias PO₄-P kiekis buvo pašalintas viršutiniame (0–30 cm) užpildo sluoksnyje. Panašius rezultatus, tirdami kitus užpildus, gavo ir kiti mokslininkai (Adam *et al.* 2005, Sovik ir Klove 2005, Renman 2008, Gustafsson *et al.* 2008). Kita vertus, reikia prisiminti, kad erdvinis pašalinto PO₄-P pasiskirstymas, gautas laboratorinių tyrimų metu, ne visada atkartos pašalinto PO₄-P pasiskirstymą realiuose nuotekų valymo įrenginiuose (Adam *et al.* 2007a). Be to, žemiau esančiuose filtro su geležies drožlėmis užpildo sluoksniuose PO₄-P šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu viršutiniuose sluoksniuose: viršutiniame (0–30 cm) užpildo sluoksnyje jis siekė 27±7 %, o apatiniame (60–90 cm) – jau 44±5 %. Į žemiau esančius užpildo sluoksnius atitekėdavo nuotekos, kuriose PO₄-P koncentracija buvo sumažėjusi dėl PO₄-P pašalinimo viršutiniuose sluoksniuose, taigi žemiau esančių užpildo sluoksnių tūri-

nė apkrova $\text{PO}_4\text{-P}$ buvo mažesnė ir todėl $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas čia buvo didesnis. Šį faktą patvirtina vidutinio stiprumo ($r = 0,57$) neigiama logaritminė koreliacija tarp geležies drožlių tūrinės apkrovos $\text{PO}_4\text{-P}$ ir $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumo skirtinguose užpildo sluoksniuose, nustatyta statistinės duomenų analizės metu.

3.3. Pirminio, pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo bandymų lauko sąlygomis rezultatai

Bandymai buvo atlikti lauke, Statybos produkcijos sertifikavimo centro (SPSS) Nuotekų valymo įrenginių laboratorijoje, Maišiagaloje, esant $6,1\text{--}16,2\text{ }^\circ\text{C}$ į bandomąją stendą atitekančių nuotekų temperatūrai.

Bandymų metu bandomojo stendo veikimas buvo tiriamas lauko sąlygomis. Bandomojo stendo sudedamųjų dalių dydis buvo panašus į realių individualių nuotekų valymo įrenginių dydį, o visos bandymo sąlygos priartintos prie realių sąlygų.

Bandymų tikslas – nustatyti optimalias sąlygas teršalams šalinti pirminio, pagrindinio ir tretinio nuotekų valymo grandyse.

3.3.1. Septike vykstančių procesų analizė

Susikaupusių nuosėdų įtaka teršalų šalinimui septike

Iš 3.6 lentelės matyti, kad per visą bandymų laikotarpį teršalai efektyviausiai buvo šalinami per pirmąsias 40 dienų, esant trijų parų nuotekų išbuvimo septike trukmei: vidutinis SM šalinimo efektyvumas tomis dienomis siekė 78 %, o BDS_7 – net 73 %. Tomis dienomis septike dar nebuvo susikaupusio dumblo, todėl jis dirbo gerai.

Pirmąjį kartą septikas buvo išvalytas išsiurbiant jo turinį 104 bandymų dieną, esant vienos paros nuotekų išbuvimo septike trukmei, dėl to kad ištekančiose nuotekose pradėjo didėti SM ir BDS_7 koncentracijos. Tačiau iš 3.6 lentelės matyti, kad, išvalius septiką, SM ir BDS_7 šalinimo efektyvumas nepagarėjo ir netgi buvo neigiamas: esant vienos paros nuotekų išbuvimo septike trukmei, SM šalinimo efektyvumas buvo 27 %, BDS_7 – 30 %; esant 1,5 paros nuotekų išbuvimo trukmei, SM šalinimo efektyvumas buvo -18 %, BDS_7 – -17 %. Tokius rezultatus galėjo lemti tai, kad 104 bandymų dieną buvo išvalytas tik septikas, tačiau nuotekų surinkimo šulinys, kuriame buvo imami iš septiko ištekančių nuotekų mėginiai, išvalytas nebuvo. Tikėtina, kad bėgant laikui nuotekų surinkimo šulinyje nusėdo dalis skendinčiųjų medžiagų, kurios nebuvo pašalintos septike, ir kai į bandomąją stendą buvo tiekiamas didesnis nuotekų debitas ($1,5\text{ m}^3/\text{d}$ ir $2,25\text{ m}^3/\text{d}$), tai ant surinkimo šulinio dugno esančios nuosėdos buvo sujudina-

mos, dėl to iš septiko ištekančių nuotekų mėginyje padidėdavo skendinčiųjų, o kartu ir organinių medžiagų koncentracija. Todėl 254 bandymų dieną buvo išvalytas nuotekų surinkimo šulinys. Iš 3.6 lentelės matyti, kad, išvalius surinkimo šulinį, SM ir BDS₇ šalinimo efektyvumas, esant 1 ir 1,5 paros nuotekų išbuvimo septyke trukmėms, pastebimai pagerėjo: SM šalinimo efektyvumas buvo lygus atitinkamai 58 % ir 38 %, o BDS₇ – 29 % ir 16 %.

3.6 lentelė. Apibendrinti septiko bandymų rezultatai, pateikti medianomis

Table 3.6. Summarized results of the septic tank experiment presented as medians

Nuotekų išbuvimo trukmė d	Debitas, m ³ /d	Bandymų laikotarpis, d	Ištekančių nuotekų temperatūra, °C	SM		BDS ₇		n
				C _{it} , mg/l	E, %*	C _{it} , mg/l	E, %*	
3	0,75	1–40	7,3–8,3	527	78	310	73	4
1	2,25	40–103	3,9–5,7	320	58	295	30	5
1	2,25	104–123 [†]	2,5–6,5	196	27	109	-30	10
1,5	1,50	123–158	2,4–3,9	284	-18	203	-17	12
3	0,75	158–181	3,2–6,9	278	61	169	40	12
3	0,75	188–254	11,2–18,7	365	41	329	40	15
1,5	1,50	254–279 [‡]	18,5–20,5	545	38	330	16	9
1	2,25	279–316	16,6–18,3	430	58	273	29	12
3	0,75	322–377 [§]	7,7–13,8	398	69	373	47	14
1,5	1,50	377–405	6,4–9,4	373	59	362	36	13
1	2,25	405–430	6,0–7,5	422	56	370	34	11

* Teršalų šalinimo efektyvumas apskaičiuotas remiantis tuo pačiu metu paimtų mėginių analizių rezultatais.

[†] 104 bandymų dieną buvo išvalytas septikas.

[‡] 254 bandymų dieną buvo išvalytas nuotekų surinkimo šulinys.

[§] 322 bandymų dieną buvo išvalytas septikas ir nuotekų surinkimo šulinys.

322 bandymų dieną, esant trijų parų nuotekų išbuvimo septyke trukmei, buvo išsiurbtas tiek septiko, tiek nuotekų surinkimo šulinio turinys. Iš 3.6 lentelės matyti, kad, išvalius septiką ir šulinį, SM ir BDS₇ šalinimo efektyvumas, esant 1 ir 1,5 paros nuotekų išbuvimo septyke trukmėms, dar labiau pagerėjo: SM šalinimo efektyvumas padidėjo atitinkamai iki 56 % ir 59 %, o BDS₇ – iki 34 % ir 36 %.

Esant trijų parų nuotekų išbuvimo trukmei, SM ir BDS₇ šalinimas buvo stabilus per visą bandymų laikotarpį nepriklausomai nuo to, ar septike ir nuotekų surinkimo šulinyje buvo susikaupusių nuosėdų. Taigi galima padaryti išvadą, kad susikaupusių nuosėdų kiekis turi įtakos teršalų šalinimui septike tik tuo atveju, jei jis suprojektuotas 1 ar 1,5 paros nuotekų išbuvimo septike trukmei. Jei septikas suprojektuotas trijų parų nuotekų išbuvimo trukmei, tai susikaupusios nuosėdos neturi įtakos teršalų šalinimui septike.

Nuotekų kaupimo rezervuarų bei septikų įrengimo, eksploatavimo ir kontrolės rekomendacijose R 22–00 (2000) nurodoma, kad daugiakamerių (2–3 kamerų) septikų-nusodintuvų turinys turi būti šalinamas ne rečiau kaip vieną kartą per metus. Toks pats septikų valymo dažnumas pateikiamas ir Airijos aplinkos apsaugos agentūros nurodymuose individualioms nuotekų tvarkymo sistemoms projektuoti (Irish Environmental Protection Agency 2009). JAV aplinkos apsaugos agentūra rekomenduoja valyti septikus kartą per 3–5 metus (U.S. Environmental Protection Agency 2002). Pasak Philip *et al.* (1994), tinkamai suprojektuotą individualųjį septiką pakanka valyti kartą per 5 metus: esant tokiam valymo dažnumui, sumažėja bendras susidarancio dumblo kiekis, o pats dumbblas tampa labiau stabilizuotas. Tačiau, kaip teigia Gray (1995), esant tokiam septiko valymo dažnumui, iš septiko ištekančiose nuotekose gali padidėti skendinčiųjų ir organinių medžiagų koncentracijos. Antra vertus, ne visi valymo įrenginiai, įrengiami po septiko, yra jautrūs tokiam teršalų padidėjimui (pvz., apsemti aerobiniai biofiltrai), tačiau skendinčiųjų medžiagų išnešimas turės neigiamos įtakos standartinėms infiltracijos sistemoms – infiltracijos laukams ir šuliniams.

Mėginiai, imti tuo laikotarpiu, kai surinkimo šulinys buvo nešvarus, t. y. 104–254 bandymų dienomis, iškreipia bandymo rezultatus, kadangi teršalų šalinimo efektyvumo pablogėjimas, stebimas tuo laikotarpiu, buvo susijęs ne su septiko darbu, o su surinkimo šulinio švarumu. Taigi toliau darbe pateikiami bandymų rezultatai apskaičiuoti neįskaitant 104–254 bandymų dienų.

Nuotekų išbuvimo trukmės įtaka teršalų šalinimui septike

Bandymų metu į septiką buvo tiekiamas trijų skirtingų reikšmių debitas, todėl buvo gautos trys skirtingos nuotekų išbuvimo trukmės reikšmės. Nuotekų išbuvimo trukmės įtaka teršalų šalinimo septike efektyvumui pateikta 3.7 lentelėje ir 3.5 paveiksle.

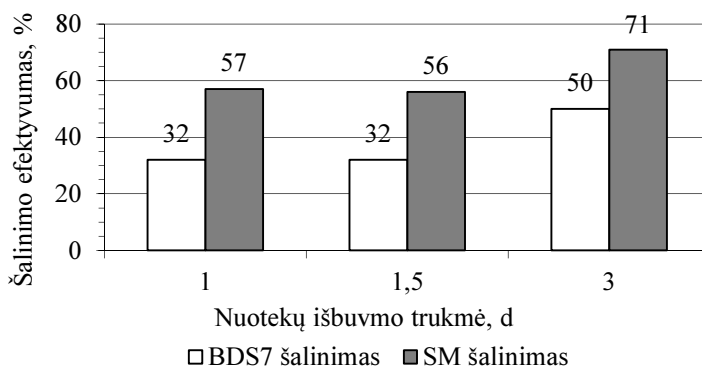
Iš 3.5 paveikslo matyti, kad esant ilgesnei nuotekų išbuvimo septike trukmei, teršalai septike buvo šalinami geriau. Nuotekų išbuvimo trukmę pailginus nuo vienos iki trijų parų, BDS₇ šalinimo efektyvumas padidėjo 18 procentinių punktų – nuo 32 iki 50 %, o SM šalinimo efektyvumas padidėjo 14 procentinių punktų – nuo 57 iki 71 %.

3.7 lentelė. SM ir BDS₇ šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo nuotekų išbuvimo septyke trukmės

Table 3.7. Dependence of SS and BOD₇ removal efficiency on hydraulic retention time in a septic tank

Nuotekų išbuvimo trukmė, d	SM*			BDS ₇ *			n
	C _{it} , mg/l	C _{išt} , mg/l	E, %	C _{it} , mg/l	C _{išt} , mg/l	E, %	
1	357	164	57	332	220	32	28
1,5	405	199	56	362	235	32	22
3	403	115	71	373	188	50	18

* Duomenys pateikti medianomis.



3.5 pav. SM ir BDS₇ šalinimo efektyvumo, pateikto medianomis, priklausomybė nuo nuotekų išbuvimo septyke trukmės

Fig. 3.5. Dependence of SS and BOD₇ removal efficiency presented as medians on hydraulic retention time in a septic tank

Kaip matyti iš 3.7 lentelės, bandymų metu didžiausias SM šalinimo efektyvumas buvo 71 %, o BDS₇ – 50 %. Šie rezultatai yra nežymiai blogesni negu nurodo Seabloom *et al.* (2005): skendinčiųjų medžiagų – 77 %, organinių medžiagų – 60 %. Šie tyrėjai apibendrina daugiausia stačiakampių septikų darbo rezultatus, kurie JAV yra populiariesni negu apvalūs. Pagal dalelių sėdimo teoriją, apvalūs septikai yra mažiau efektyvūs negu stačiakampiai. Matyt, todėl bandymų metu buvo gautos mažesnės teršalų šalinimo efektyvumo reikšmės. Taip pat iki šiol trūksta duomenų apie tai, kokie septikai – vienos ar kelių kamerų – yra efektyvesni, kadangi skirtingų tyrimų metu buvo gauti vieni kitiems prieštaraujantys rezultatai.

Azoto ir fosforo šalinimas septyke

I septiką atitekančių ir iš jo ištekančių nuotekų azoto ir fosforo koncentracijos pateiktos B priede. Iš jo matyti, kad N-kjeldalio ir P-bendras septyke praktiškai

kai nebuvo šalinami, tačiau jame vyko P-org ir N-org šalinimas bei šių teršalų virtimas tirpiaisiais amoniu ir ortofosfatais.

Kaip matyti iš B priedo, N-org ir P-org buvo šalinami geriau esant ilgesnei nuotekų išbuvimo trukmei, tikėtina, dėl to, kad didžioji jų dalis buvo suspenduotos formos. Tačiau esant 3 parų nuotekų išbuvimo trukmei, septikas buvo arba naujas (1–40 bandymų dienos), arba išvalytas (322–377 bandymų dienos), o esant 1 ir 1,5 paros nuotekų išbuvimo trukmei, septiko dugne buvo susikaupęs tam tikras dumblo kiekis (40–103, 254–322, 377–430 bandymų dienos). Ši aplinkybė turi būti įvertinta lyginant N-org ir P-org šalinimo efektyvumus esant skirtingoms nuotekų išbuvimo trukmėms.

NH₄-N ir PO₄-P koncentracijos iš septiko ištekančiose nuotekose buvo truputį didesnės negu atitekančiose nuotekose. Tai gali būti paaiškinta tuo, kad N-org ir P-org buvo verčiami tirpiaisiais amoniu ir ortofosfatais, kaip nurodo Gill *et al.* (2009).

3.3.2. Filtrų pagrindiniam nuotekų valymui su pirmuoju užpildu bandymų analizė

Pirmasis užpildas susidėjo iš dviejų – akmens vatos ir žvirgždo skaldos/smėlio – filtruojančiųjų sluoksnių (2.11 pav.). Apatinis žvirgždo skaldos ir smėlio sluoksnis imitavo filtracijos šulinį, skirtą infiltruoti nuotekas į gruntą, todėl teršalų šalinimas filtruose praktiškai vyko tik viršutiniame akmens vatos sluoksnyje. Dėl šios priežasties filtracijos šulinį imituojančio sluoksnio bandymų rezultatai nėra pateikiami.

105 bandymų dieną buvo pastebėta, kad BF1 filtro paviršius apsemtas nuotekomis, t. y. jis užsikimšo. Siekiant išvengti smėlio išplovimo iš filtrų, ant iškėjimo iš filtrų vamzdžių buvo uždėta po vieną tinklinį 50×80 cm dydžio maišą su 1×1×1 cm dydžio akmens vatos kubeliais. 40–105 dienomis per mažiausią BF1 filtrą buvo tiekiamas didžiausias – 0,75 m³/d – debitas, o filtro hidraulinė paviršiaus apkrova siekė 2,68 m³/m²/d. Tikėtina, kad tokia hidraulinė apkrova paskatino bioplėvelės atitrūkimą nuo užpildo, kuri mechanškai užkimšo ant iškėjimo vietos uždėtą maišą su akmens vatos užpildu. Po užsikimšimo BF1 filtrą jau nebeveikė kaip laistomasis filtras: kai nuotekos buvo tiekiamos į filtrą, vandens lygis filtre pamažu kilo ir užpildas apsisemdavo nuotekomis; kai nuotekos tiekiamos nebuvo, vandens lygis palaipsniui mažėjo, tačiau užpildas vis tiek likdavo dalinai apsemtas. Dėl pakitusių sąlygų toliau BF1 filtro darbas vertinamas nebuvo, o tolesnė pirmojo užpildo analizė atlikta remiantis BF2 ir BF3 filtrų bandymų rezultatais.

Organinių medžiagų ir SM šalinimas

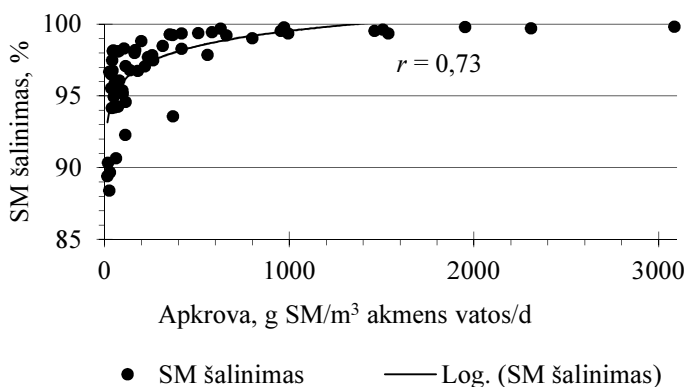
Pirmieji nuotekų mėginiai buvo paimti 14 bandymų dieną. Nors atitekančių nuotekų temperatūra tą dieną siekė tik 7,3 °C, organinių medžiagų šalinimo e-

fektyvumas buvo didelis ($BDS_7 - >85\%$), taigi galima teigti, kad per šį laikotarpį ant filtrų užpildo priaugo pakankamas heterotrofinių bakterijų kiekis ir filtruose susidarė palankios sąlygos organiniams teršalams šalinti.

Tiek SM, tiek organinių medžiagų šalinimas vyko gerai nepaisant žymių šių teršalų koncentracijų svyravimų atitekančiose nuotekose (C priedas, C1 lentelė). Esant 50–3086 mg/l SM koncentracijai atitekančiose nuotekose, SM šalinimo efektyvumas per visą bandymų laikotarpį filtruose buvo didesnis negu 8 %, o ištekančiose nuotekose SM koncentracijos siekė 2,1–8,5 mg/l (ir tik vieną dieną BF2 filtre SM koncentracija buvo lygi 23,8 mg/l). Esant 41–559 mg/l BDS_7 koncentracijai atitekančiose nuotekose, BDS_7 šalinimo efektyvumas per visą bandymų laikotarpį filtruose buvo didesnis negu 81 %, o ištekančiose nuotekose BDS_7 koncentracijos siekė 3–18 mg/l.

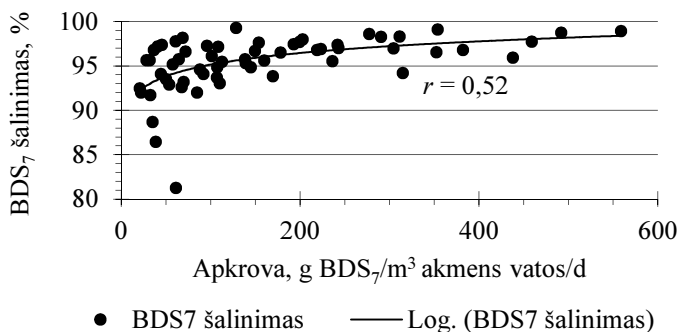
Tiek organinių medžiagų, tiek SM šalinimo efektyvumai logaritmiškai priklausė nuo šių teršalų koncentracijų atitekančiose nuotekose (visais atvejais koreliacija tarp šių kintamųjų buvo stipri, o koreliacijos koeficientas svyravo nuo 0,76 iki 0,88): kuo didesnė teršalo koncentracija buvo atitekančiose nuotekose, tuo didesnis buvo šio teršalo šalinimo efektyvumas. Reikia pastebėti, kad SM šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo SM koncentracijos atitekančiose nuotekose taip pat buvo nustatyta ir filtruojant nuotekas per sietus (Prafflin ir Ziegler 2006).

Didėjant teršalų koncentracijai į biofiltrus atitekančiose nuotekose, didėja ir biofiltrų apkrovos šiais teršalais. Taigi logaritminė koreliacija taip pat buvo nustatyta ir tarp skendinčiųjų bei organinių medžiagų šalinimo efektyvumo ir akmens vatos tūrinės apkrovos šiais teršalais (3.6–3.8 pav.).

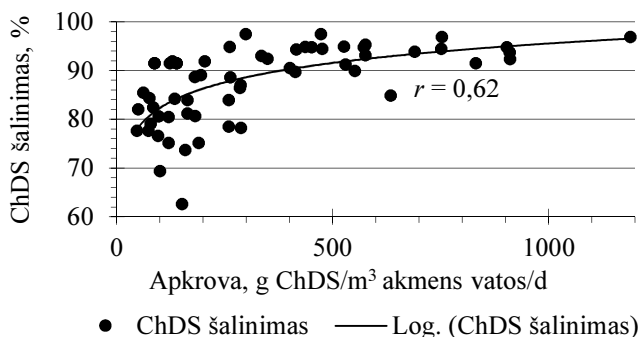


3.6 pav. Skendinčiųjų medžiagų šalinimo priklausomybė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos skendinčiosiomis medžiagomis

Fig. 3.6. Suspended solids removal dependence on volumetric suspended solids loading



3.7 pav. BDS₇ šalinimo priklausomybė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos BDS₇
Fig. 3.7. BOD₇ removal dependence on volumetric BOD₇ loading



3.8 pav. ChDS šalinimo priklausomybė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos ChDS
Fig. 3.8. COD removal dependence on volumetric COD loading

Panašaus stiprumo ir tipo koreliacijos, gautos skandinavių ir organinių medžiagų šalinimo atvejais, gali būti paaiškintos tuo, kad į biofiltrus atitekančiose nuotekose pakankamai didelė organinių medžiagų dalis buvo suspenduotos formos. Taigi organinių medžiagų šalinimas biofiltruose vyko dvejopai: iš pradžių suspenduotos organinės medžiagos buvo sulaikomos akmens vatoje, o tada jos kartu su ištirpusiomis organinėmis medžiagomis buvo oksiduojamos heterotrofinių bakterijų.

Reikia pastebėti, kad SM šalinimas paprastai laistomuosiuose filtruose iš viso nevyksta. Po jų atitrūkusiai bioplėvelei ir kitoms SM pašalinti statomi antriniai nusodintuvai (Tchobanoglous 2003). Naudojant akmens vatos laikmenį, SM mechaninė filtracija yra sulaikomos pačiame laistomajame filtre, todėl po filtro su akmens vatos laikmeniu antrinio nusodintuvo galima neįrengti.

Azoto junginių šalinimas

Dėl aerobinių sąlygų, vyravusių filtruose, nitrifikacija ir N-org šalinimas buvo pagrindiniai azoto transformacijos/šalinimo procesai. Reikia paminėti, kad teoriškai tirtuose laistomuosiuose filtruose dar galėtų vykti amonio virtimas dujiniu amoniaku dėl padidėjusio pH ir pastarojo pasišalinimas iš nuotekų, amonio suvartojimas bioplėvelėje esančių bakterijų ir N-org virtimas $\text{NH}_4\text{-N}$ amonifikacijos ir hidrolizės procesų metu. Pavyzdžiui, iki 69 bandymų dienos visuose filtruose pašalinto $\text{NH}_4\text{-N}$ kiekis buvo mažesnis negu pagamintas $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ kiekis, kas gali būti susiję su tuo, kad amonis buvo verčiamas dujiniu amoniaku, kuris pasišalino iš nuotekų, kadangi iš biofiltrų ištekančiose nuotekose pH reikšmės buvo didesnės negu į filtrus atitekančiose nuotekose. Vėliau pH reikšmės į biofiltrus atitekančiose ir iš jų ištekančiose nuotekose buvo praktiškai vienodos, todėl amonio virsmas amoniaku nevyko. Apibendrinant, aukščiau išvardintų procesų indėlis į azoto transformacijos/šalinimo procesą nėra didelis ir neturėtų viršyti kelių procentų.

Pastebima nitrifikacija BF2 ir BF3 filtruose prasidėjo maždaug 90 bandymo dieną, kai $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentracija ištekančiose nuotekose pradėjo didėti, o nitrifikacijos efektyvumas tapo didesnis negu 10 %. Kaip matyti iš 3.9 paveikslą, pradedant nuo 90 dienos aiškiai matoma nitrifikacijos efektyvumo didėjimo tendencija: pradedant nuo šios dienos ištekančiose iš filtrų nuotekose $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentracija palaipsniui mažėjo, o $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentracija ir atitinkamai nitrifikacijos efektyvumas palaipsniui didėjo, kol galiausiai 180 bandymų dieną nitrifikacijos efektyvumas BF2 filtre pasiekė 94 %, o BF3 filtre – 99 %. Toks lėtas nitrifikacijos efektyvumo didėjimas sietinas su žema nuotekų temperatūra (kuri po 40 bandymo dienų sumažėjo nuo 7,3–8,3 °C net iki 2,4–6,9 °C), kuri daro neigiamą įtaką nitrifikuojančioms bakterijoms (Fdez-Polanco *et al.* 1994).

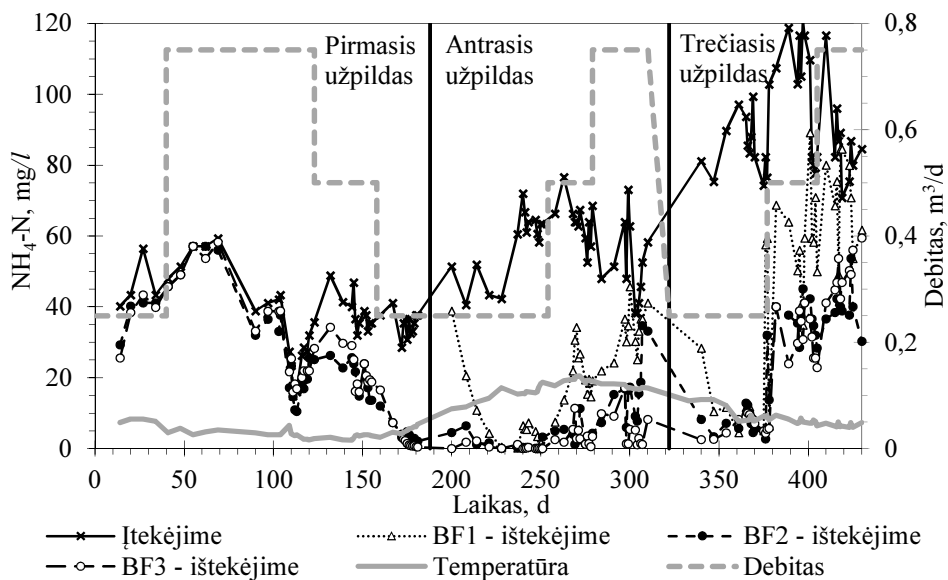
Taigi nitrifikacijos procesas nepasiekė stabilios būsenos per visas 181 bandymo dienas, o šiam procesui stabilizuotis sutrukdė žema nuotekų temperatūra, kuri sulėtino nitrifikuojančių bakterijų augimą ir aktyvumą. Dėl šios priežasties priklausomybiniai ryšiai tarp nitrifikacijos efektyvumo ir filtrų eksploatavimo ir projektavimo charakteristikų šiame etape negalėjo būti nustatyti, tačiau šios priklausomybės yra išanalizuotos antrojo ir trečiojo užpildų bandymų metu, kai ant akmens vatos užpildo buvo priaugęs pakankamas nitrifikuojančių bakterijų kiekis, o nitrifikacijos procesas jau buvo stabilus.

Ištekančiose iš filtrų nuotekose $\text{NO}_2\text{-N}$ koncentracija neviršijo 1,5 mg/l.

Atitekančiose nuotekose N-org sudarė 40 ± 8 % nuo N-bendras, o likusią dalį sudarė $\text{NH}_4\text{-N}$. Kaip matyti iš 3.8 lentelės, vidutinis N-org šalinimo efektyvumas visuose filtruose buvo didesnis negu 80 %. N-org šalinimas filtruose buvo susijęs su mechaniniu suspenduoto N-org sulaikymu, taip pat jo ir ištirpusio N-org amonifikacija ir hidrolize, tačiau jis nepriklausė nei nuo N-org koncentracijos

atitekančiose nuotekose, nei nuo tūrinės apkrovos organiniu azotu (iki 50 g N-org/ m^3 akmens vatos/d), nei nuo hidraulinės apkrovos.

N-bendras šalinimas filtruose nebuvo aukštas, kadangi jis daugiausia buvo susijęs su N-org šalinimu. Jo vidutinis efektyvumas svyravo nuo 7 iki 41 % (3.8 lentelė).



3.9 pav. $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentracijos į filtrus atitekančiose ir iš jų ištekančiose nuotekose visų trijų užpildų bandymų metu

Fig. 3.9. $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in the influent and effluent of the filters during the trials of all three fillings

3.8 lentelė. N-org ir N-bendras šalinimas filtruose su pirmuoju užpildu

Table 3.8. N-org and N-total removal in the filters with the first filling

Filtras	Debitas, m^3/d	q , $\text{m}^3/\text{m}^2/\text{d}$	N-org			N-bendras		
			C_{it} , mg/l	$C_{išt}$, mg/l	E, %	C_{it} , mg/l	$C_{išt}$, mg/l	E, %
BF2	0,25	0,50	21±7	3,6±0,7	81±9	53±9	39±2	24±17
	0,50	0,99	32±10	4,9±2,0	83±8	69±11	43±4	37±10
	0,75	1,49	15±5	2,5±3,0	85±12	40±10	32±7	18±21
BF3	0,25	0,32	21±7	2,9±0,8	84±9	53±9	48±4	7±18
	0,50	0,63	32±10	5,7±5,2	80±21	69±11	39±6	41±14
	0,75	0,95	15±5	2,2±3,1	87±12	40±10	31±5	19±15

Fosforo junginių šalinimas

Bandymų metu vidutinis P-bendras šalinimo efektyvumas filtruose svyravo nuo 8 iki 42 % (C priedas, C2 lentelė) ir daugiausia buvo susijęs su P-org ir polifosfatų šalinimu.

Atitekančiose į filtrus nuotekose santykis tarp (P-org + p-PO₄-P) ir P-bendras labai svyravo – P-org + p-PO₄-P sudarė nuo 13 iki 91 % nuo P-bendras. P-org + p-PO₄-P vidutiniškai sudarė 52±18 % nuo P-bendras, jų vidutinė koncentracija buvo lygi 3,5±2,1 mg/l, o likusią P-bendras dalį sudarė ortofosfatai. Kaip matyti iš C priedo C2 lentelės, bandymų metu iš nuotekų buvo pašalinta vidutiniškai 77–95 % organinio fosforo ir polifosfatų. Jų šalinimas filtruose buvo susijęs su keletu procesų, tokių kaip mechaninis suspenduoto P-org sulaikymas akmens vatos laikmenyje, sulaikyto suspenduoto P-org, ištirpusio P-org bei polifosfatų skaidymas ir hidrolizė. Bandymų metu tarp P-org ir polifosfatų koncentracijos atitekančiose nuotekose ir jų šalinimo efektyvumo, kaip ir SM šalinimo atveju, buvo nustatyta silpna teigiama logaritminė koreliacija (rezultatai nerodomi), kuri gali būti paaiškinta tuo, kad tam tikra dalis P-org atitekančiose nuotekose buvo suspenduotos formos. Be to, P-org ir polifosfatų šalinimas gerėjo didinant tiekiamą debitą, taip pat jis buvo geresnis didesniame – BF3 – filtre. Visas šias priklausomybes atspindi teigiama logaritmine koreliacija tarp P-org + p-PO₄-P šalinimo efektyvumo ir turinės apkrovos šiomis medžiagomis (iki 9 g P-org + p-PO₄-P/m³ akmens vatos/d, $r = 0,46$, rezultatai nerodomi).

Tiek sulaikytas suspenduotas P-org, tiek tirpus P-org ir polifosfatai biologinio skaidymo metu buvo verčiami PO₄-P. Dėl šio proceso PO₄-P koncentracija valytose nuotekose beveik visą laiką buvo didesnė negu į filtrus atitekančiose nuotekose, o PO₄-P šalinimo efektyvumas buvo neigiamas.

3.3.3. Filtrų pagrindiniam nuotekų valymui su antruoju ir trečiuoju užpildu bandymų analizė

Antrasis užpildas susidėjo iš dviejų – akmens vatos ir medžio drožlių – sluoksnių (2.12 pav.), o trečiasis užpildas – iš trijų – akmens vatos, medžio drožlių ir *Filtralite P* sorbento – sluoksnių (2.13 pav.). Abiem atvejais viršutinis neapsemtas akmens vatos sluoksnis buvo analogiškas pirmojo užpildo viršutiniam sluoksniui. Jame buvo naudojama ta pati akmens vata kaip ir pirmojo užpildo bandymų metu (išskyrus BF1 biofiltrą, kuris pirmojo užpildo bandymo metu užsikimšo; dėl šios priežasties, prieš pradedant antrojo užpildo bandymus, sena vata šiame biofiltre buvo pakeista nauja bei, siekiant paspartinti mikroorganizmų augimą, į viršutinį naujos akmens vatos sluoksnį buvo įdėti keli maišai su akmens vatos kubeliais iš BF2 ir BF3 biofiltrų, ant kurių jau buvo užaugusi bioplėvelė). Denitrifikacijai buvo skirtas medžio drožlių sluoksnis, o ortofosfatai bu-

vo šalinami dviem būdais: antrojo užpildo atveju ortofosfatams šalinti akmens vatos sluoksnio paviršiuje buvo paskirstytos geležies drožlės, o trečiojo užpildo atveju šiam tikslui buvo įrengtas apsemtas *Filtralite P* sorbento sluoksnis.

Organinių medžiagų ir SM šalinimas

Prieš pradėdant antrojo užpildo bandymus sena vata BF1 biofiltre buvo pakeista nauja. Akmens vatą buvo nuspręsta pakeisti, kadangi pirmojo užpildo bandymų metu filtras užsikimšo, jame nebevyravo aerobinės sąlygos ir jis neveikė kaip laistomasis filtras. Dėl šių priežasčių pirmojo užpildo bandymų metu ant akmens vatos laikmens galėjo prisiveisti aerobiniams laistomiesiems filtrams nebūdingų mikroorganizmų, o tai galėjo iškreipti tolesnių bandymų rezultatus. Taip pat, siekiant paspartinti mikroorganizmų augimą BF1 biofiltre, į viršutinį naujos akmens vatos sluoksnį buvo įdėti keli maišai su akmens vatos kubeliais iš BF2 ir BF3 biofiltrų, ant kurių jau buvo užaugusi biologinė plėvelė. Pirmieji nuotekų mėginiai buvo paimti 13 bandymų dieną, kai atitekančių nuotekų temperatūra buvo 11,2 °C. Šią dieną BDS₇ šalinimo efektyvumas BF1 biofiltre siekė 49 %, taigi galima teigti, kad per šį laikotarpį ant akmens vatos užpildo priaugo pakankamas heterotrofinių bakterijų kiekis ir filtre susidarė palankios sąlygos organiniams teršalams šalinti. Lyginant su pirmojo užpildo bandymų rezultatais, tiek SM, tiek organinių medžiagų šalinimas antrojo ir trečiojo užpildo atvejais vyko blogiau: vidutinis SM šalinimo efektyvumas biofiltruose svyravo nuo 73 iki 97 %, BDS₇ – nuo 56 iki 97 %, o ChDS – nuo 46 iki 91 % (C priedas, C3 lentelė).

Vertinant šiuos rezultatus reikia atkreipti dėmesį į tai, kad antrojo ir trečiojo užpildo atvejais biofiltruose vyko du procesai:

1. SM ir organinių medžiagų šalinimas akmens vatos sluoksnyje.
2. Organinių medžiagų išplovimas iš medžio drožlių sluoksnio.

Tikėtina, kad viršutiniame akmens vatos sluoksnyje SM ir organinės medžiagos buvo šalinamos taip pat, kaip ir pirmojo užpildo bandymų metu. Taigi, jei po akmens vatos sluoksniu nebūtų įrengtas medžio drožlių sluoksnis, šių medžiagų šalinimo efektyvumas būtų toks pat, kaip pirmojo užpildo bandymų metu. Tačiau kadangi po akmens vatos sluoksniu buvo įrengtas medžio drožlių sluoksnis, bandymų metu iš jo buvo išplaunamos tiek tirpios, tiek suspenduotos organinės medžiagos, kurios didino SM, BDS₇ ir ChDS koncentracijas iš biofiltrų ištekančiose nuotekose ir tokiu būdu blogino šių teršalų šalinimo efektyvumą.

Antrojo užpildo atveju aukščiausią SM ir organinių medžiagų šalinimo efektyvumai buvo pasiekti BF2 filtre. Jame medžio drožlės nebuvo apsemtos, todėl iš jų buvo išplaunamas mažesnis organinių medžiagų kiekis. Be to, šiame filtre po medžio drožlių sluoksniu buvo įrengtas akmens vatos sluoksnis, kuris veikė kaip papildomas mechaninis filtras SM sulaikyti. Didžiausios organinių medžiagų koncentracijos buvo fiksuojamos iš BF3 filtro ištekančiose nuotekose.

Tai gali būti siejama su tuo, kad šiame filtre esančių medžio drožlių tūris buvo didžiausias.

Trečiojo užpildo atveju organinių medžiagų koncentracijos iš BF2 ir BF3 biofiltrų ištekančiose nuotekose buvo mažesnės negu antrojo užpildo atveju. Be to, jų reikšmės buvo panašios, nors medžio drožlių tūriai šiuose biofiltruose skyrėsi dvigubai. Kaip žinia, filtruojant nuotekas per gamtinės kilmės organinės anglies šaltinį, iš pradžių organinių teršalų koncentracija ištekančiose nuotekose pastebimai padidėja, po to seka staigus organinių teršalų koncentracijos sumažėjimas, ir galiausiai nusistovi pastovi organinių teršalų koncentracija (Aslan ir Turkman 2005, Shao *et al.* 2009, Volokita 1996). Taigi vienodos organinių medžiagų koncentracijos iš BF2 ir BF3 biofiltrų ištekančiose nuotekose gali būti paaiškintos tuo, kad bėgant laikui organinių medžiagų išsiplovimas iš medžio drožlių stabilizavosi ir valytose nuotekose nusistovėjo pastovi organinių teršalų koncentracija.

Iš C priedo C3 lentelės matyti, kad didinant debitą ir atitinkamai hidraulinę paviršiaus apkrovą, SM ir organinių medžiagų šalinimas blogėjo, kadangi buvo išplaunamas didesnis organinių medžiagų kiekis. Kai hidraulinė paviršiaus apkrova neviršijo $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, SM šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu 88 %. Kai hidraulinė paviršiaus apkrova neviršijo $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, BDS₇ šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu 90 %.

Trečiojo užpildo bandymų metu iš BF3 biofiltro ištekančiose nuotekose kelis kartus buvo pastebėtos baltos spalvos kietosios dalelės, dėl kurių SM koncentracija valytose nuotekose žymiai padidėdavo (pvz., 74 bandymų dieną SM koncentracija siekė net 500 mg/l). Šios dalelės veikiausiai yra iš *Filtralite P* sorbento išplautas kalcio karbonatas CaCO_3 (Adam *et al.* 2007a). Bandymų metu CaCO_3 išplovimas iš sorbento ir atitinkamai padidėjusios SM koncentracijos buvo pastebėtos tik kelis kartus, todėl skaičiuojant SM šalinimo efektyvumą, šios padidėjusios SM koncentracijos reikšmės nebuvo vertinamos.

Azoto junginių šalinimas

Kaip matyti iš C priedo C4 lentelės, antrojo užpildo bandymų metu vidutinis N-bendras šalinimo efektyvumas svyravo nuo 46 iki 90 %, o trečiojo užpildo bandymų metu – nuo 18 iki 56 %. Nitrifikacija, denitrifikacija bei N-org šalinimas buvo pagrindiniai azoto transformacijos/šalinimo procesai. Reikia pastebėti, kad iš medžio drožlių sluoksnio taip pat galėjo būti išplaunami $\text{NH}_4\text{-N}$ ir N-org, tačiau, remiantis moksline literatūra, galima teigti, kad šis reiškinys neturėtų iškreipti nitrifikacijos šalinimo efektyvumo rezultatų. Pavyzdžiui, Cameron ir Schipper (2010) vykdytų bandymų metu $\text{NH}_4\text{-N}$ išplovimas iš medžio drožlių sluoksnio neviršijo 1 mg/l . N-org šalinimo rezultatai bent jau bandymų pradžioje galėtų būti paveikti stipriau, kadangi tų pačių bandymų, vykdytų Cameron ir Schipper (2010), pradžioje N-org išplovimas iš medžio drožlių siekė net 30 mg/l , tačiau jau po mėnesio jis neviršijo $0,1 \text{ mg/l}$.

Paleidus bandomąjį stendą po pirmojo užpildo pakeitimo, nitrifikacija BF1 biofiltre prasidėjo po 13 dienų veikimo (nitrifikacijos efektyvumas tą dieną siekė 24 %) ir jau 41 bandymų dieną ištekančiose iš BF1 biofiltro nuotekose $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentracija buvo mažesnė negu 0,5 mg/l, o $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas siekė 99 %. Taigi BF1 biofiltro paleidimo laikotarpis užtruko 40 dienų esant 11,2–17,2 °C į biofiltrus atitekančių nuotekų temperatūrai. Toks greitas nitrifikuojančių bakterijų užsiveisimo laikotarpis, lyginant su pirmojo užpildo bandymų rezultatais, sietinas su aukštesne nuotekų temperatūra ir su tuo, kad į viršutinį BF1 biofiltro sluoksnį buvo įdėti keli maišai su akmens vatos kubeliais iš BF2 ir BF3 biofiltrų, ant kurių jau buvo užaugusi biologinė plėvelė.

Kaip matyti iš C priedo C4 lentelės, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas mažėjo didinant debitą. Taip pat jis teigiamai priklausė nuo biofiltrų skersmens: kuo didesnio skersmens buvo biofiltras, tuo efektyviau buvo šalinamas amonis. Tai gali būti paaiškinta tuo, kad didinant debitą ir mažinant biofiltrų skersmenį, buvo didinamos biofiltrų hidraulinės paviršiaus ir tūrinės apkrovos teršalais.

Atlikus grupinę regresinę analizę, nustatyta, kad akmens vatos $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas daugiausia priklausė nuo akmens vatos hidraulinės paviršiaus ir tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$. Antrojo užpildo atveju ši priklausomybė aprašoma (3.2) ($r = 0,92$), o trečiojo užpildo atveju – (3.3) lygtimi ($r = 0,81$):

$$E_{\text{NH}_4\text{-N}} = 0,146 \cdot A_{\text{NH}_4\text{-N}} - 38,561 \cdot q + 115,751; \quad (3.2)$$

$$E_{\text{NH}_4\text{-N}} = 0,317 \cdot A_{\text{NH}_4\text{-N}} - 58,800 \cdot q + 93,927. \quad (3.3)$$

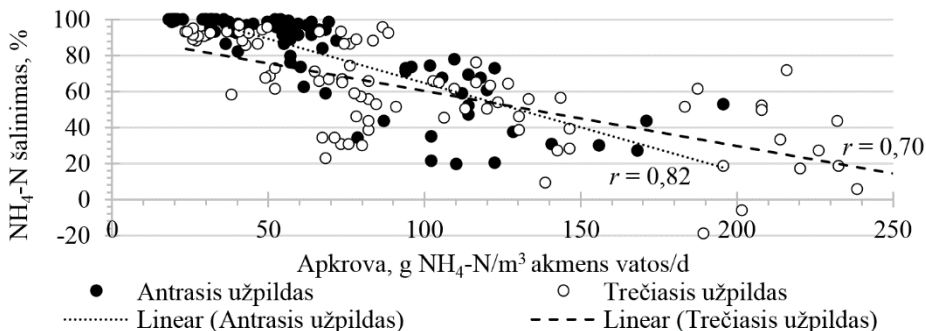
3.10 paveiksle pateiktas abiejų užpildų $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumo priklausomybės nuo tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$ grafikas, o 3.11 paveiksle – $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumo priklausomybės nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos grafikas. Neigiamą $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumo priklausomybę nuo tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$ galima paaiškinti tuo, kad didinant tūrinę apkrovą $\text{NH}_4\text{-N}$, nitrifikuojančios bakterijos nesugebėjo suoksiduoti viso patiekto $\text{NH}_4\text{-N}$ kiekio. Didesnės hidraulinės apkrovos neigiamai veikė nitrifikacijos procesą, kadangi trumpino nuotekų išbuvimo reaktoriuje trukmę, taip pat jos galėjo pabloginti laikmens sušlapimą ar netgi išplauti nitrifikuojančias bakterijas iš reaktoriaus ir tokiu būdu sumažinti $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumą. Boon *et al.* (1997) nustatė, kad, siekiant užtikrinti pakankamą laikmens sušlapimą, laistomųjų filtrų hidraulinė paviršiaus apkrova neturi būti didesnė negu 0,75 m³/m²/d, ir šis skaičius yra panašus į hidraulinių apkrovų reikšmes, gautas Maišiagaloje atliktų bandymų metu.

Kaip matyti iš 3.10–3.11 paveikslų, antrojo užpildo atveju, esant 15,4–20,5 °C atitekančių nuotekų temperatūrai, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu 80 %, kai:

- hidraulinė paviršiaus apkrova – $\leq 1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$;
- tūrinė apkrova amonio azotu – $\leq 57 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3 \text{ akmens vatos}/\text{d}$.

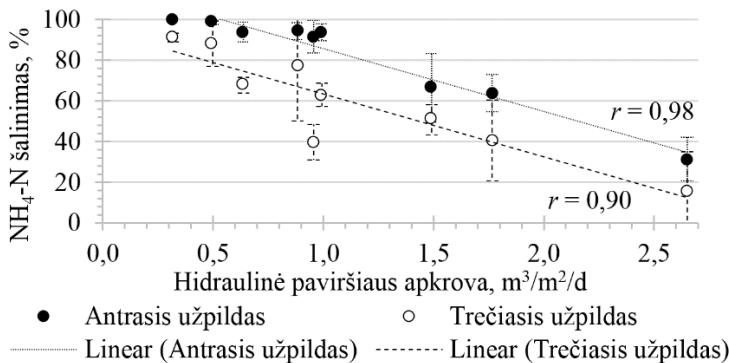
Trečiojo užpildo atveju, esant 6,0–9,4 °C nuotekų temperatūrai, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu 80 %, kai:

- hidraulinė paviršiaus apkrova – $\leq 0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$;
- tūrinė apkrova amonio azotu – $\leq 49 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3 \text{ akmens vatos/d}$.



3.10 pav. $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo priklausomybė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$

Fig. 3.10. $\text{NH}_4\text{-N}$ removal dependence on $\text{NH}_4\text{-N}$ volumetric loading



3.11 pav. $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo priklausomybė nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos

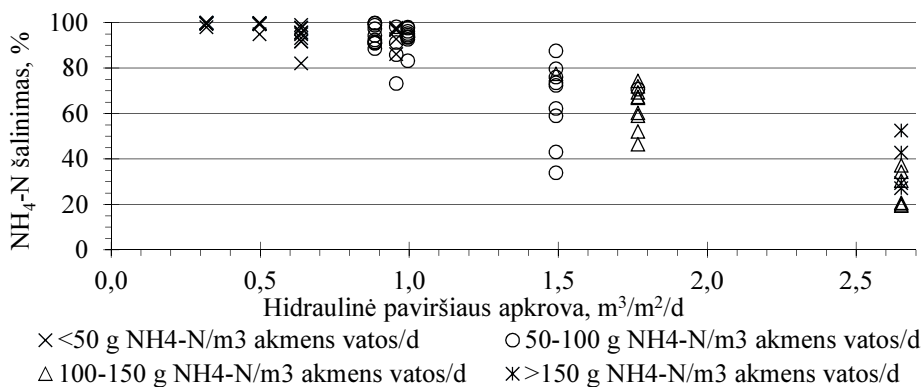
Fig. 3.11. $\text{NH}_4\text{-N}$ removal dependence on surface hydraulic loading

Taigi tam, kad pasiekti tokį patį $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumą, trečiojo užpildo atveju akmens vatos apkrovos turėjo būti mažesnės negu antrojo užpildo atveju. Tai gali būti paaiškinta neigiama sumažėjusios nuotekų temperatūros įtaka nitrifikacijos procesui.

Mokslinėje literatūroje teigiama, kad laistomuosiuose filtruose, skirtuose vienalaikiam organinių medžiagų ir amonio šalinimui, nitrifikacijos procesas daugiausia priklauso nuo filtro apkrovos organinėmis medžiagomis, bet nepriklauso nuo apkrovos amonio azotu (Tchobanoglous 2003). Šiame skyriuje aprašy-

tų bandymų metu nitrifikacijos efektyvumas, priešingai, priklausė nuo akmens vatos apkrovos amonio azotu, bet nepriklausė nuo akmens vatos apkrovos organinėmis medžiagomis. Tai gali būti paaiškinta pluoštine akmens vatos struktūra, kuri, palyginti su populiariais akmens ir plastikiniais laikmenimis, pasižymi labai dideliu savituoju paviršiaus plotu. Priešingai negu įprastuose laistomuosiuose filtruose, kuriuose viršutiniame laikmens sluoksnyje dominuoja heterotrofinės bakterijos, o autotrofinės nitrifikuojančios bakterijos gyvena apatiniame laikmens sluoksnyje (Wik 2003), tirtuose filtruose dėl didelio akmens vatos savitojo paviršiaus ploto heterotrofinės ir nitrifikuojančios bakterijos galėjo koegzistuoti visame laikmens tūryje. Šių bakterijų koegzistavimą realiai dirbančiame laistomajame filtre, skirtame vienalaikiam organinių medžiagų ir amonio šalinimui, aptiko ir Evans *et al.* (2004).

Iš 3.12 paveikslą matyti, kad antrojo užpildo (o tai pat ir trečiojo užpildo) atveju $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas mažėjo, didėjant hidraulinei paviršiaus apkrovai, bet esant tam pačiam tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$ intervalui. Taip pat $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas buvo panašus, esant tai pačiai hidraulinei paviršiaus apkrovai, bet skirtingiems tūrinės apkrovos organinėmis medžiagomis intervalams. Šios įžvalgos veikiausiai gali būti paaiškintos tuo, kad bandymų metu pagrindinis veiksnys, darantis įtaką $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo procesui, buvo hidraulinė apkrova.

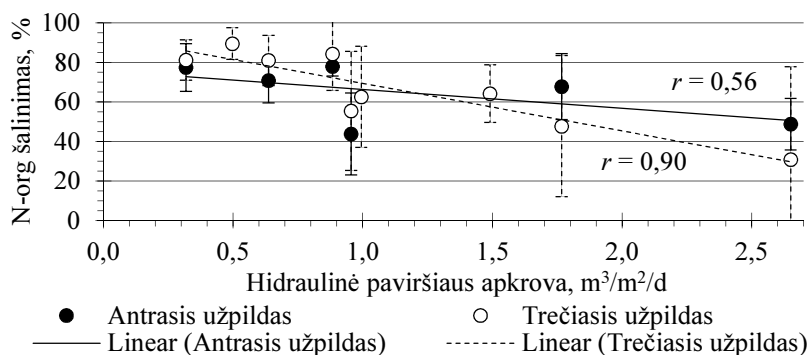


3.12 pav. Antrojo užpildo $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo priklausomybė nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos ir akmens vatos tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$

Fig. 3.12. $\text{NH}_4\text{-N}$ removal dependence on surface hydraulic loading and $\text{NH}_4\text{-N}$ volumetric loading of the second filling

Kaip matyti iš C priedo C4 lentelės, vidutinis N-org šalinimo efektyvumas visuose biofiltruose svyravo nuo apytiksliai 40 iki 90 %. Kaip ir pirmojo užpildo atveju, N-org šalinimas filtruose buvo susijęs su ištirpusio bei mechaniškai sušaliko suspenduoto N-org amonifikacija ir hidrolize. Antrojo užpildo atveju mažiausios N-org koncentracijos buvo fiksuojamos iš BF2 biofiltro ištekančiose

nuotekose, kadangi jame medžio drožlės nebuvo apsemtos, todėl iš jų buvo išplaunamas mažesnis organinių medžiagų kiekis. Šio filtro N-org šalinimo efektyvumas buvo panašus į biofiltrų su pirmuoju užpildu N-org šalinimo efektyvumą. Kita vertus, tiek antrojo, tiek trečiojo užpildų bandymų metu filtrų su apsemtomis medžio drožlėmis N-org šalinimo efektyvumas buvo prastesnis, kas veikiauusiai susiję su N-org išplovimu iš apsemtų medžio drožlių. Biofiltruose su apsemtomis medžio drožlėmis N-org šalinimas nepriklausė nei nuo N-org koncentracijos atitekančiose nuotekose, nei nuo tūrinės apkrovos organiniu azotu (iki 149 g N-org/m^3 akmens vatos/d), tačiau priklausė nuo hidraulinės apkrovos (3.13 pav.): didinant apkrovą, N-org šalinimo efektyvumas mažėjo. Tikėtina, kad kuo didesnė buvo hidraulinė paviršiaus apkrova, tuo daugiau organinių medžiagų, tame tarpe N-org, buvo išplaunama iš medžio drožlių sluoksnio. Apibendrinant, norint pasiekti $\geq 70\%$ N-org šalinimo efektyvumą, biofiltrų hidraulinė paviršiaus apkrova neturi viršyti $0,88 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$.



3.13 pav. N-org šalinimo priklausomybė nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos biofiltruose su apsemtomis medžio drožlėmis

Fig. 3.13. N-org removal dependence on surface hydraulic loading in the filters with submerged wood chippings

Tiek antrojo, tiek trečiojo užpildų bandymų metu biofiltruose buvo naudotos tos pačios medžio drožlės, tačiau prieš pradedant trečiojo užpildų bandymus medžio drožlių sluoksnio tūriai biofiltruose buvo pakeisti (A priedas, A1 lentelė). Antrojo užpildų bandymų metu viename iš biofiltrų (BF2) medžio drožlės nebuvo apsemtos nuotekomis, o likusiuose biofiltruose (BF1 ir BF3) bei trečiojo užpildų bandymų metu visuose biofiltruose medžio drožlės buvo apsemtos. Be to, siekiant įvertinti pH įtaką denitrifikacijos procesui, trečiojo užpildų bandymų metu BF2 biofiltre virš medžio drožlių sluoksnio buvo įrengtas *Filtralite P* sorbento, kuris didina nuotekų pH, sluoksnis.

Bandymų metu medžio drožlėse vyravo anoksinės sąlygos, reikalingos denitrifikacijos procesui vykti, kadangi virš drožlių esančiame akmens vatos

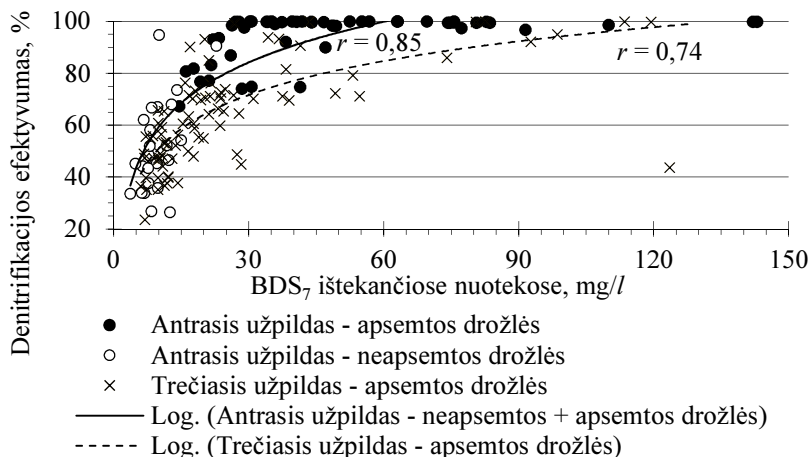
sluoksnyje amonis buvo verčiamas nitratais, o O_2 koncentracija iš biofiltrų ištekančiose nuotekose neviršijo 1 mg/l.

Antrojo užpildo bandymų metu filtrų su apsemtomis medžio drožlėmis (BF1 ir BF3) denitrifikacijos efektyvumas svyravo nuo 67 iki 100 %, o su neapsemtomis medžio drožlėmis (BF2) – buvo mažesnis ir svyravo nuo 27 iki 95 %. Mažesnis filtro su neapsemtomis medžio drožlėmis denitrifikacijos efektyvumas sietinas su tuo, kad iš drožlių buvo išplaunamas mažesnis organinės anglies, reikalingos denitrifikuojančioms bakterijoms, kiekis. Iš C priedo C3 lentelės matyti, kad tiek BDS_7 , tiek ChDS koncentracijos, kurios netiesiogiai parodo organinės anglies kiekį, iš BF2 biofiltro ištekančiose nuotekose buvo mažesnės, palyginti su filtrais su apsemtomis medžio drožlėmis. Be to, iš C priedo C4 lentelės matyti, kad BF3 biofiltro denitrifikacijos efektyvumas buvo didesnis negu BF1 biofiltro, kadangi BF3 biofiltre medžio drožlių turis buvo didesnis ir dėl to iš jų buvo išplaunamas didesnis organinių medžiagų kiekis (C priedas, C3 lentelė).

Trečiojo užpildo bandymų metu medžio drožlės visuose biofiltruose buvo apsemtos nuotekomis, o denitrifikacijos efektyvumas svyravo nuo 24 iki 100 %. Toks denitrifikacijos efektyvumo pablogėjimas, palyginti su antrojo užpildo bandymų rezultatais, sietinas su sumažėjusia į biofiltrus atitekančių nuotekų temperatūra, kuri trečiojo užpildo bandymų metu buvo 6,0–9,4 °C ribose, o antrojo užpildo bandymų metu svyravo nuo 15,4 iki 20,5 °C. Neigiamą temperatūros įtaką denitrifikacijos procesui panaudojant gamtinės kilmės organines medžiagas nustatė ir kiti mokslininkai (Aslan ir Turkman 2004, Cameron ir Schipper 2010).

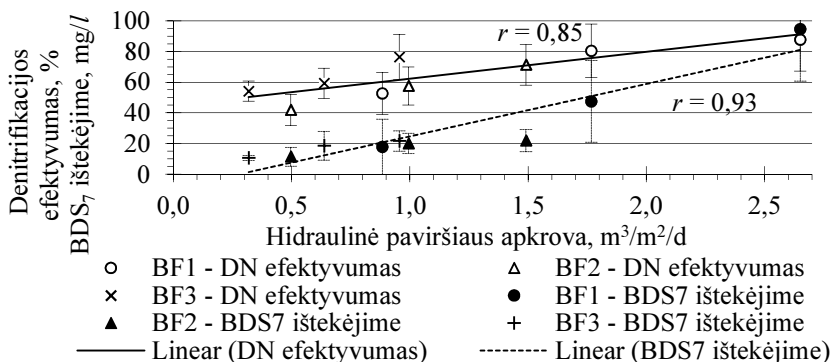
Bandymų metu denitrifikacijos efektyvumas nepriklausė nuo medžio drožlių apkrovos nitratų ir nitritų azotu (iki 253 g $NO_3-N + NO_2-N/m^3$ medžio drožlių/d), tačiau 3.14 paveiksle matyti stiprus logaritminis koreliacinis ryšys tarp denitrifikacijos efektyvumo ir organinių teršalų koncentracijos ištekančiose nuotekose. Mokslinėje literatūroje nurodoma, kad, kaip taisyklė, 4 g BDS_5 yra reikalingi 1 g nitratų biologiškai pašalinti, tačiau faktinė reikšmė gali būti kitokia, priklausomai nuo faktinių sąlygų ir denitrifikacijos procesui naudojamo elektronų donoro (Tchobanoglous 2003). Šiame skyriuje aprašytų bandymų metu didėjant organinių teršalų koncentracijai, taip pat didėjo organinių teršalų ir šalinamo nitratų azoto santykis nuotekose, dėl to didėjo ir denitrifikacijos efektyvumas. Tačiau kai organinių teršalų ir nitratų azoto santykis pasiekė savo optimalią reikšmę, denitrifikacijos procesas tapo stabilus, o jo efektyvumas nustojo didėti. Antrojo užpildo atveju, denitrifikacijos efektyvumas buvo didesnis negu 90 %, kai BDS_7 koncentracija ištekančiose nuotekose buvo didesnė negu 30 mg/l, o ChDS/ NO_3-N ir BDS_7/NO_3-N santykiai buvo didesni negu 3 ir 1 atitinkamai. Trečiojo užpildo atveju, esant tai pačiai BDS_7 koncentracijai ištekančiose nuotekose ir tiems patiems organinių medžiagų ir nitratų azoto santykiams,

denitrifikacijos efektyvumas buvo didesnis negu 70 %, kas, kaip jau buvo minėta aukščiau, gali būti paaiškinta sumažėjusia į biofiltrus atitekančių nuotekų temperatūra.



3.14 pav. Denitrifikacijos efektyvumo priklausomybė nuo BDS₇ koncentracijos iš filtrų ištekančiose nuotekose
Fig. 3.14. Denitrification efficiency dependence on BOD₇ concentration in the effluent of the filters

Antrojo užpildo bandymų metu denitrifikacijos efektyvumas nepriklausė nuo debito ir atitinkamai hidraulinės paviršiaus apkrovos, priešingai negu trečiojo užpildo bandymų metu, kai denitrifikacijos efektyvumas didėjo didinant debitą ir hidraulinę paviršiaus apkrovą (C priedas, C4 lentelė ir 3.15 pav.). Tai gali būti paaiškinta tuo, kad antrojo užpildo bandymų metu medžio drožlėse buvo dideli tirpių organinių medžiagų kiekiai, kurių visiškai pakakdavo denitrifikacijai vykti ir kurie patekdavo į nuotekas nepriklausomai nuo debito ir hidraulinės paviršiaus apkrovos. Trečiojo užpildo bandymų metu medžio drožlėse tirpių organinių medžiagų kiekiai žymiai sumažėjo ir organinių medžiagų išplovimas į nuotekas ir atitinkamai organinių medžiagų ir šalinamų nitratų santykis nuotekose padidėdavo tik tada, kai organinės medžiagos dėl didesnės hidraulinės paviršiaus apkrovos buvo išplaunamos iš medžio drožlių sluoksnio. Denitrifikacijos efektyvumo sumažėjimas bėgant laikui reaktoriuose su medžio drožlėmis ar kitomis gamtinėmis kilmės organinėmis medžiagomis yra plačiai aprašytas mokslinėje literatūroje. Pavyzdžiui, Robertson (2010) nustatė, kad per pirmus darbo metus medžio drožlių denitrifikacijos greitis sumažėja maždaug 50 %, kadangi iš jų yra išplaunamos tirpios organinės medžiagos, tačiau po metų denitrifikacijos procesas stabilizuojasi ir išlieka pastovus ilgus metus.



3.15 pav. Trečiojo užpildo denitrifikacijos efektyvumo ir BDS₇ koncentracijos iš filtrų ištekančiose nuotekose priklausomybė nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos

Fig. 3.15. Denitrification efficiency and BOD₇ concentration in the effluent dependence on surface hydraulic loading of the third filling

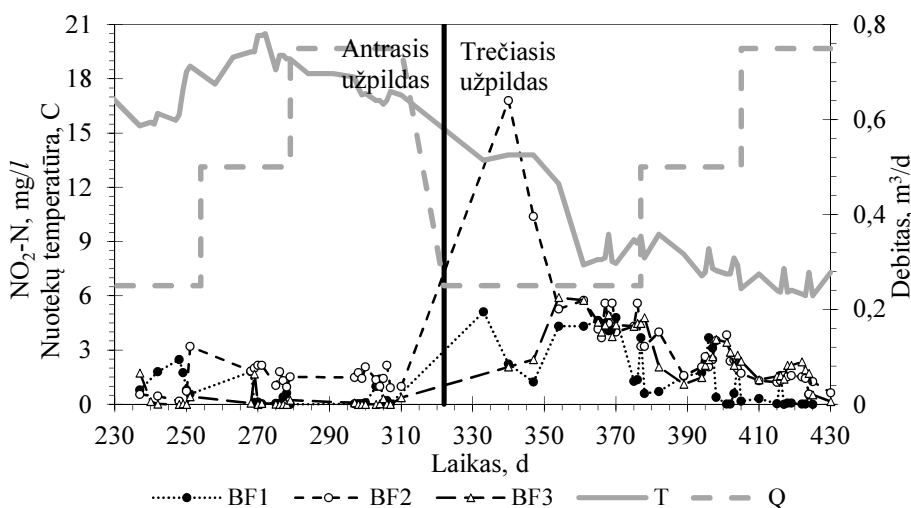
Apibendrinant galima teigti, kad didžiausią įtaką denitrifikacijos procesui turėjo nuotekų temperatūra ir organinių medžiagų ir šalinamų nitratų santykis nuotekose, kuris trečiojo užpildo atveju priklausė nuo biofiltrų hidraulinės paviršiaus apkrovos.

Antrojo užpildo atveju į biofiltrus atitekančių nuotekų pH svyravo nuo 7,06 iki 7,70, o iš biofiltrų ištekančių nuotekų pH buvo šiek tiek mažesnis – 6,66–7,70 ribose. Šis sumažėjimas veikiausiai susijęs su nitrifikacijos procesu, kurio metu amonio oksidacijai naudojami HCO₃⁻ jonai, d nuotekų šarmingumas, o kartu ir pH, mažėja (Tchobanoglous 2003). Kaip žinia, denitrifikuojančios bakterijos nėra tokios jautrios pH svyravimams, kaip nitrifikuojančios, todėl antrojo užpildo bandymų metu pH aukščiau pateiktose ribose denitrifikacijos procesui įtakos neturėjo. Trečiojo užpildo bandymų metu BF2 biofiltre virš medžio drožlių sluoksnio buvo įrengtas *Filtralite P* sorbento, kuris didina nuotekų pH, sluoksnis, todėl iš šio biofiltro ištekančių nuotekų pH buvo didesnis negu atitekančių nuotekų ir svyravo nuo 7,59 iki 9,15. Iš C priedo C4 lentelės matyti, kad BF2 biofiltre denitrifikacijos efektyvumas buvo mažesnis negu BF1 ir BF3 biofiltruose, kas gali būti susiję su neigiama pH įtaka denitrifikacijos procesui. Tarp pH iš BF2 biofiltro ištekančiose nuotekose ir denitrifikacijos efektyvumo buvo nustatyta vidutinio stiprumo tiesinė neigiama koreliacija ($r = 0,62$, rezultatai nerodomi), ir kai pH ištekančiose nuotekose viršijo 8,67, denitrifikacijos efektyvumas buvo mažesnis negu 50 %.

Kaip matyti iš 3.16 paveikslo, antrojo užpildo atveju iš biofiltrų su apsemtomis medžio drožlėmis (BF1 ir BF3) ištekančiose nuotekose NO₂-N koncentracija nebuvo didelė: vidutinė koncentracija BF1 biofiltre buvo 0,57±0,73 mg/l ir 0,20±0,46 mg/l BF3 biofiltre. BF2 biofiltre medžio drožlės nebuvo apsemtos, ir

čia $\text{NO}_2\text{-N}$ koncentracija ištekančiose nuotekose buvo didesnė ir siekė $1,44 \pm 0,68 \text{ mg/l}$. Trečiojo užpildo atveju medžio drožlės buvo apsemtos visuose biofiltruose, o $\text{NO}_2\text{-N}$ koncentracijos ištekančiose nuotekose buvo pastebimai didesnės, negu antrojo užpildo atveju. Be to, jos mažėjo didinant į biofiltrus tiekiamų nuotekų debitą.

Šie $\text{NO}_2\text{-N}$ koncentracijos pokyčiai gali būti paaiškinti nustatyta stipria neigiamą tiesinę koreliaciją ($r = 0,70$, rezultatai nerodomi) tarp $\text{NO}_2\text{-N}$ koncentracijos ir denitrifikacijos efektyvumo: dėl aukščiau išvardintų veiksnių, tokių kaip organinės anglies nepakankamumas ir žema nuotekų temperatūra, denitrifikuojančios bakterijos, šalinamos nitratus, sunkumų patiria jau pirmajame denitrifikacijos etape, t. y. verčiant nitratus į nitritus, todėl $\text{NO}_2\text{-N}$ koncentracija ištekančiose nuotekose didėja.



3.16 pav. $\text{NO}_2\text{-N}$ koncentracijos iš filtrų ištekančiose nuotekose antrojo ir trečiojo užpildų bandymų metu

Fig. 3.16. $\text{NO}_2\text{-N}$ concentrations in the effluent of the filters during the trials of the second and third fillings

Fosforo junginių šalinimas

Vidutinis P-bendras šalinimas filtruose svyravo nuo 12 iki 79 % (C priedas, C5 lentelė) ir buvo susijęs su P-org ir polifosfatų šalinimu akmens vatos laikmenyje bei $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimu geležies drožlių (antrojo užpildo atveju) ir *Filtralite P* (trečiojo užpildo atveju) sluoksniuose.

Bandymų metu atitekančiose į filtrus nuotekose P-org + p- $\text{PO}_4\text{-P}$ vidutiniškai sudarė 29 ± 12 % nuo P-bendras, o vidutinė P-org + p- $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija buvo $3,2 \pm 2,3 \text{ mg/l}$, panašiai kaip ir pirmojo užpildo bandymų metu. Kaip matyti

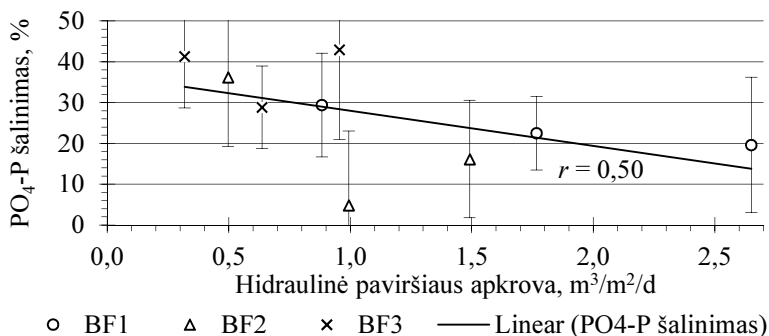
iš C priedo C5 lentelės, bandymų metu iš nuotekų buvo pašalinta vidutiniškai 34–95 % organinio fosforo ir polifosfatų. Apskritai, organinio fosforo ir polifosfatų šalinimas biofiltruose antrojo ir trečiojo užpildo bandymų metu buvo panašus, tačiau jis buvo blogesnis negu pirmojo užpildo bandymų metu. Tai gali būti susiję su laipsnišku suspenduoto P-org sulaikymo akmens vatos laikmenyje pablogėjimu. Galiausiai, priešingai negu pirmojo užpildo bandymų metu, organinio fosforo ir polifosfatų šalinimo efektyvumas nepriklausė nei nuo biofiltrų hidraulinės paviršiaus apkrovos (iki $2,7 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$), nei nuo akmens vatos tūrinės apkrovos šiomis medžiagomis (iki $23 \text{ g P-org} + \text{p-PO}_4\text{-P}/\text{m}^3$ akmens vatos/d).

Remiantis pirmojo užpildo bandymų rezultatais, žinoma, kad akmens vatos sluoksnyje vyksta tik organinio fosforo ir polifosfatų šalinimas, o ortofosfatai šiame sluoksnyje nėra šalinami. Dėl šios priežasties ortofosfatams iš nuotekų šalinti antrojo užpildo bandymų metu akmens vatos sluoksnio paviršiuje buvo paskirstytos geležies drožlės (2.12 pav.), o trečiojo užpildo bandymų metu biofiltrų apačioje šiam tikslui buvo įrengtas apsemtas *Filtralite P* sorbento sluoksnis (2.13 pav.). *Filtralite P* sorbento sluoksnį buvo nuspręsta apsemti nuotekomis, atsižvelgiant į trečiajame skyriuje aprašytų laboratorinių tyrimų rezultatus, kadangi jų metu apsemtas *Filtralite P* sorbentas pašalino beveik dvigubai daugiau $\text{PO}_4\text{-P}$ negu neapsemtas. Siekiant įvertinti organinių medžiagų įtaką ortofosfatų šalinimui, BF1 ir BF3 biofiltruose *Filtralite P* sluoksnio tūris buvo vienodas ($0,23\text{--}0,24 \text{ m}^3$) ir jis buvo įrengtas po medžio drožlių sluoksniu, kad į jį patektų iš medžio drožlių išplaunamos organinės medžiagos.

Antrojo užpildo bandymų metu vidutinė $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija į filtrus atitekančiose nuotekose buvo $6,4 \pm 1,3 \text{ mg/l}$. Kaip matyti iš C priedo C5 lentelės, geležies drožlių $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas nebuvo didelis, o jo vidutinės reikšmės svyravo nuo 5 iki 43 %. Tai yra daug mažiau negu gauta laboratorinių tyrimų, aprašytų 3.2 poskyryje, metu, kai filtrai su geležies drožlėmis pasiekė 60–95 % $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumą. Tačiau iš pirmojo užpildo bandymų rezultatų žinoma, kad dėl P-org ir polifosfatų skaidymo iš akmens vatos sluoksnio ištekančiose nuotekose $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija paprastai būna didesnė negu atitekančiose nuotekose ir šis padidėjimas gali siekti netgi 68 % (C priedas, C2 lentelė). Kokioje akmens vatos sluoksnio vietoje atsiranda šis $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracijos padidėjimas nėra žinoma, tačiau bet koku atveju jis neabejotinai sumažina geležies drožlių $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumo reikšmes. Taip pat reikia paminėti, kad į biofiltrus buvo įdėtas labai nedidelis geležies drožlių kiekis (28–40 l), ir neabejotina, kad į biofiltrus įdėjus didesnę drožlių kiekį, ortofosfatų šalinimo efektyvumas būtų kur kas didesnis.

Bandymų metu $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimas nepriklausė nuo geležies drožlių tūrinės apkrovos ortofosfatais (iki $236 \text{ g PO}_4\text{-P}/\text{m}^3$ geležies drožlių/d), tačiau $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas mažėjo didėjant hidraulinei paviršiaus apkrovai (3.17 pav.), kas veikiausiai yra susiję su tuo, kad didinant hidraulinę paviršiaus apkrovą,

nuotekų išbuvimo geležies drožlių sluoksnyje trukmė mažėjo ir fosfatams sureaguoti su geležimi neužteko laiko.



3.17 pav. Geležies drožlių PO₄-P šalinimo priklausomybė nuo hidraulinės paviršiaus apkrovos

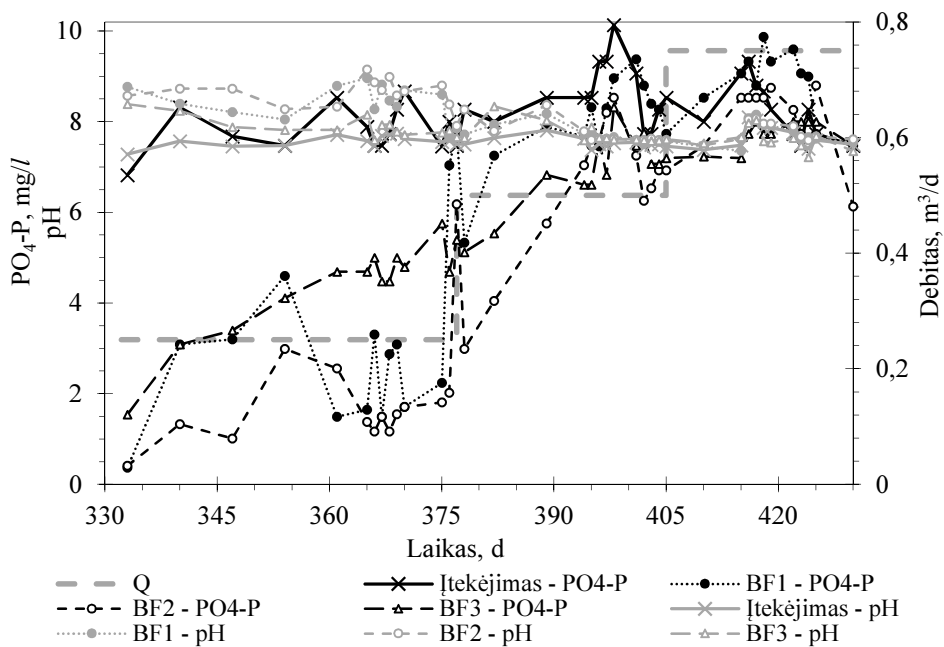
Fig. 3.17. Iron filings PO₄-P removal dependence on surface hydraulic loading

Trečiojo užpildo bandymų metu į biofiltrus su *Filtralite P* sorbentu atitekančiose nuotekose vidutinė PO₄-P koncentracija buvo $8,3 \pm 0,7$ mg/l. Kaip matyti iš 3.18 paveikslo, bėgant laikui PO₄-P šalinimas šiuose biofiltruose blogėjo ir bandymų pabaigoje PO₄-P koncentracija iš biofiltrų ištekančiose nuotekose tapo artima PO₄-P koncentracijai atitekančiose nuotekose.

Kaip matyti iš C priedo C5 lentelės, bandymų metu vidutinis PO₄-P šalinimo efektyvumas svyravo nuo -8 iki 73 % ir mažėjo didinant tiekiamų nuotekų debitą, kadangi didinant debitą buvo didinamos hidraulinė paviršiaus ir tūrinės apkrovos teršalais.

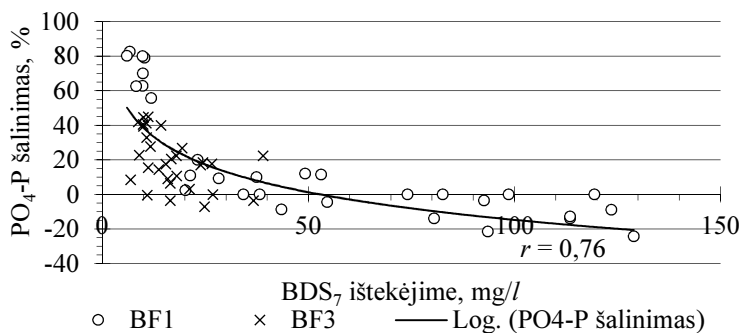
PO₄-P iš nuotekų šalinti panaudojant *Filtralite P* sorbentą, PO₄-P iš nuotekų šalinami jiems reaguojant su *Filtralite P* sudėtyje esančiais kalcio ir magnio oksidais – CaO ir MgO, kurie taip pat didina pH ištekančiose nuotekose. Bandymų metu nustatytas stiprus teigiamas tiesinis koreliacinis ryšys ($r = 0,82$) tarp iš biofiltrų ištekančių nuotekų pH ir PO₄-P šalinimo efektyvumo: kai pH ištekančiose nuotekose buvo didesnis negu 8,3, PO₄-P šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu 60 %. Kaip matyti iš 3.18 paveikslo, didesnės pH reikšmės buvo fiksuojamos bandymų pradžioje, tačiau bėgant laikui pH ištekančiose nuotekose dėl kalcio jonų išplovimo iš *Filtralite P* sluoksnio mažėjo ir bandymų pabaigoje tapo artimas pH reikšmėms į biofiltrus atitekančiose nuotekose. Laboratorinių tyrimų, aprašytų 3.2 poskyryje, pradžioje iš filtrų su *Filtralite P* sorbentu ištekančiose nuotekose pH siekė net 9,8, tačiau lauko bandymų metu tokių didelių pH reikšmių ir atitinkamai PO₄-P šalinimo efektyvumą pasiekti nepavyko, kadangi paprastai laboratorinių bandymų metu gaunami geresni rezultatai (Adam *et al.* 2007b). Didžiausios pH reikšmės buvo fiksuojamos iš BF2 biofiltro ištekančiose

nuotekose, kuriame virš *Filtralite P* sluoksnio nebuvo medžio drožlių ir kurio *Filtralite P* sluoksnio tūris buvo didžiausias. Jame bandymų pradžioje taip pat buvo pasiektas ir didžiausias $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas.



3.18 pav. pH ir $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracijos į filtrus atitekančiose ir iš jų ištekančiose nuotekose trečiojo užpildo bandymų metu

Fig. 3.18. pH and $\text{PO}_4\text{-P}$ concentrations in the influent and effluent of the filters during the trials of the third filling



3.19 pav. *Filtralite P* $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo priklausomybė nuo BDS_7 koncentracijos ištekančiose nuotekose

Fig. 3.19. *Filtralite P* $\text{PO}_4\text{-P}$ removal dependence on effluent BOD_7 concentration

Filtralite P sluoksnio PO₄-P šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo hidraulinės paviršiaus ir tūrinės apkrovos teršalais bei ištekančių nuotekų pH ($r = 0,92$) aprašoma tokia lygtimi:

$$E_{PO_4-P} = -0,697 \cdot A_{PO_4-P} - 13,784 \cdot q + 43,881 \cdot C_{pH, išt} - 296,754. \quad (3.4)$$

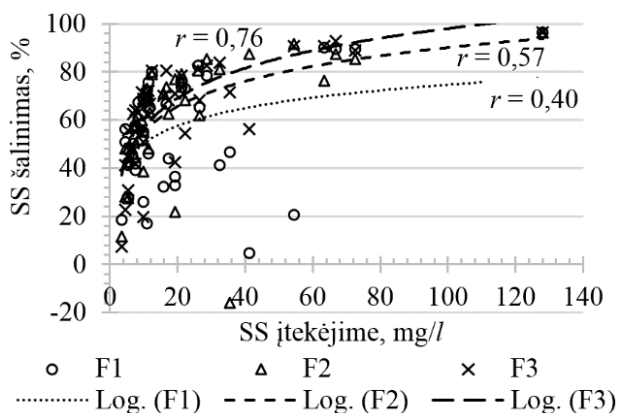
Didinant debitą ir atitinkamai hidraulinę paviršiaus apkrovą, buvo didinama ne tik *Filtralite P* tūrinė apkrova PO₄-P, bet ir BDS₇ koncentracija iš biofiltrų ištekančiose nuotekose (3.15 pav.), kadangi dėl didesnės hidraulinės paviršiaus apkrovos iš medžio drožlių sluoksnio buvo išplaunamos organinės medžiagos. Mokslininkai nustatė, kad nuotekose esant dideliame organinių medžiagų kiekiui, užpildas fosfatams šalinti gali dirbti blogiau (Nelin 2008). Nustatyta, kad organinės medžiagos, tokios kaip humusinės medžiagos (Song *et al.* 2006) ir organiniai ligandai (Van der Houwen ir Valsami-Jones 2001), trukdo fosfatams jungtis su kalcio jonais, kadangi patys jungiasi prie sorbuojančios medžiagos. Iš C priedo C5 lentelės matyti, kad PO₄-P šalinimo efektyvumas BF2 biofiltre buvo didesnis negu BF1 ir BF3 biofiltruose, kadangi pastaruosiuose virš *Filtralite P* sluoksnio buvo įrengtas medžio drožlių sluoksnis, iš kurio į PO₄-P šalinimui skirtą sluoksnį patekdavo didesni organinių medžiagų kiekiai, o BF2 biofiltre medžio drožlių sluoksnis buvo įrengtas po *Filtralite P* sluoksniu. Be to, analizuojant bandymų rezultatus, nustatyta stipri neigiama logaritminė priklausomybė tarp BDS₇ koncentracijos iš BF1 ir BF3 biofiltrų ištekančiose nuotekose ir *Filtralite P* PO₄-P šalinimo efektyvumo. Kaip matyti iš 3.19 paveikslo, kai BDS₇ koncentracija ištekančiose nuotekose buvo didesnė negu 55 mg/l, PO₄-P iš nuotekų šalinami nebuvo.

3.3.4. Filtrų tretiniam nuotekų valymui bandymų analizė

Organinių medžiagų ir SM šalinimas

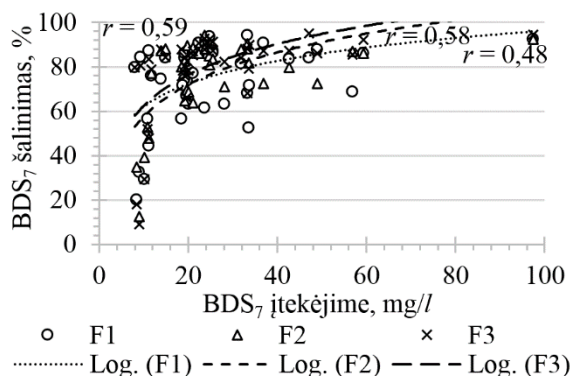
109 bandymų dieną, kai buvo paimti pirmieji nuotekų mėginiai, organinių medžiagų šalinimo efektyvumas buvo didelis, todėl buvo padaryta prielaida, kad per šį laikotarpį ant filtrų laikmens priaugo pakankamas heterotrofinių bakterijų kiekis ir filtruose susidarė palankios sąlygos organiniams teršalams šalinti. Kaip matyti iš D priedo D1 lentelės, vidutinis BDS₇ šalinimo efektyvumas filtruose svyravo nuo 60 iki 85 %, o ChDS šalinimo efektyvumas buvo mažesnis – 40–60 % ribose. Vidutinis SM šalinimo efektyvumas visuose filtruose svyravo nuo apytiksliai 50 iki 70 %. Esant 0,50 m³/d nuotekų debitui, buvo pastebėtas nežymus filtrų darbo pablogėjimas, kuris tikriausiai buvo susijęs su sumažėjusiomis skendinčiųjų ir organinių medžiagų koncentracijomis į filtrus atitekančiose nuotekose.

SM ir BDS₇ šalinimo efektyvumų priklausomybės nuo šių teršalų koncentracijų atitekančiose nuotekose pateiktos 3.20–3.21 paveiksluose.



3.20 pav. Skendinčiųjų medžiagų šalinimo priklausomybė nuo skendinčiųjų medžiagų koncentracijos į tretinio valymo filtrus atitekančiose nuotekose

Fig. 3.20. Suspended solids removal dependence on suspended solids influent concentration



3.21 pav. BDS₇ šalinimo priklausomybė nuo BDS₇ koncentracijos į tretinio valymo filtrus atitekančiose nuotekose

Fig. 3.21. BOD₇ removal dependence on BOD₇ influent concentration

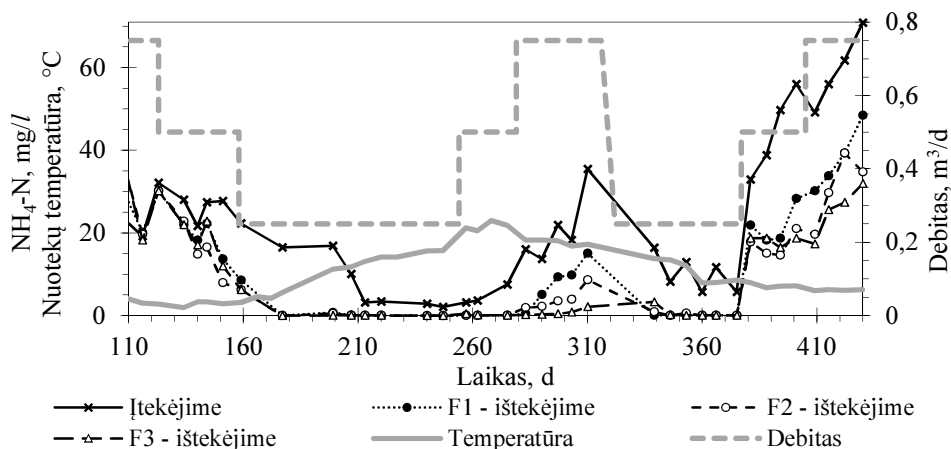
Kaip matyti, kuo didesnė teršalo koncentracija atitekančiose nuotekose, tuo didesnis yra šio teršalo šalinimo efektyvumas. Reikia pastebėti, kad logaritminė priklausomybė tarp skendinčiųjų ir organinių medžiagų šalinimo efektyvumo ir šių teršalų koncentracijų atitekančiose nuotekose taip pat buvo nustatyta ir filtruojant nuotekas per laistomuosius filtrus pagrindiniam nuotekų valymui (žr. 3.3.2 skyrelį). Be to, kaip ir laistomuosiuose filtruose pagrindiniam nuotekų valymui, tretinio nuotekų valymo laistomuosiuose filtruose koreliacijos gautos skendinčiųjų ir organinių medžiagų šalinimo atvejais, buvo panašios, kas vėlgi gali būti paaiškinta tuo, kad į filtrus atitekančiose nuotekose pakankamai didelė

organinių medžiagų dalis buvo suspenduotos formos, todėl organinių medžiagų šalinimas filtruose vyko ne tik dėl biologinio šių medžiagų oksidavimo heterotrofinių bakterijų, bet ir dėl suspenduotų organinių medžiagų sulaikymo akmens vatoje.

SM ir BDS₇ teršalų šalinimas taip pat priklausė nuo filtro aukščio: aukščiausias – 2 m aukščio F1 filtras – dirbo geriau negu 1,5 m aukščio F2 filtras, o šis savo ruožtu dirbo geriau negu mažiausias – 1 m aukščio F3 filtras. Kita vertus, skendinčių ir organinių medžiagų šalinimas nepriklausė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos teršalais (iki 242 g SM/m³ akmens vatos/d, 228 g BDS₇/m³ akmens vatos/d ir 586 g ChDS/m³ akmens vatos/d).

Azoto junginių šalinimas

Priešingai negu organinių medžiagų šalinimas, amonio šalinimo procesas stabilizavosi po 177 dienų. Pirmąją mėginių ėmimo, t. y. 109, dieną amonio šalinimas dar nevyko. Vėliau NH₄-N koncentracija iš filtrų ištekančiose nuotekose palaipsniui pradėjo mažėti, o NO₃-N – didėti (3.22 pav.), o tai parodo laipsnišką nitrifikuojančių bakterijų augimą filtrų laikmenyje. Pirmą kartą nitrifikacijos procesas pasiekė savo didžiausią reikšmę 177 bandymų dieną – tą dieną visuose filtruose nitrifikacijos efektyvumas buvo didesnis negu 99 %. Toks lėtas nitrifikuojančių bakterijų augimas sietinas su žema nuotekų temperatūra (kuri 177 bandymų dieną siekė tik 5,6 °C), kadangi žinoma, kad jos yra jautrios žemoms temperatūroms (Fdez-Polanco *et al.* 1994).

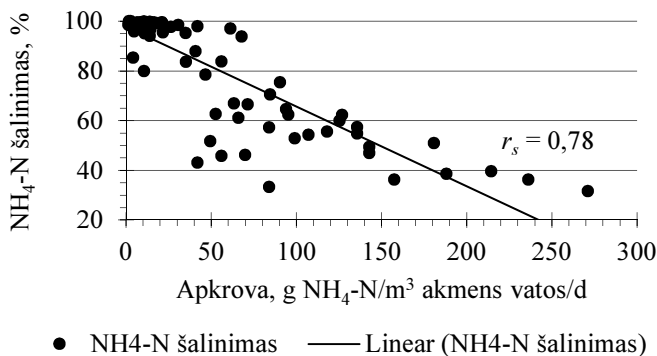


3.22 pav. NH₄-N koncentracijos į tretinio valymo filtrus atitekančiose ir iš jų ištekančiose nuotekose

Fig. 3.22. NH₄-N concentrations in the influent and effluent of the filters

NH₄-N, kaip ir N-org ir N-bendras, šalinimo charakteristikos pateiktos D priedo D2 lentelėje. NH₄-N ir N-bendras šalinimo efektyvumai apskaičiuoti,

neįskaitant laikotarpio, reikalingo nitrifikuojančioms bakterijoms užaugti, t. y. pirmųjų 176 bandymo dienų. Kaip matyti iš D priedo D2 lentelės, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas mažėjo didinant debitą ir tuo pačiu $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentraciją atitekančiose nuotekose. Be to, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas taip pat priklausė nuo filtro aukščio: kuo filtras buvo aukštesnis, tuo efektyvumas buvo didesnis. Tai gali būti paaiškinta tuo, kad nitrifikacijos procesas neigiamai priklausė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos amonio azotu (3.23 pav.). Neigiama $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$ taip pat buvo nustatyta ir laistomųjų filtrų pagrindiniam nuotekų valymui atveju (žr. 3.3.2 skyrelį) ir veikiausiai gali būti paaiškinta tuo, kad didinant tūrinę apkrovą $\text{NH}_4\text{-N}$, nitrifikuojančios bakterijos nesugebėjo suoksiduoti viso patiekto $\text{NH}_4\text{-N}$ kiekio.



3.23 pav. $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo priklausomybė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos amonio azotu

Fig. 3.23. $\text{NH}_4\text{-N}$ removal dependence on $\text{NH}_4\text{-N}$ volumetric loading

Bandymų metu BDS_7 ir ChDS koncentracijos į filtrus atitekančiuose nuotekose beveik visada buvo didesnės negu koncentracijos, kurios turi būti tiekiamos į nitrifikuojančiuosius laistomuosius filtrus, t. y. atitinkamai 12 ir 30 mg/l (Tchobanoglous 2003, Mofokeng *et al.* 2009). Kita vertus, akmens vatos vidutinė tūrinė apkrova organinėmis medžiagomis svyravo nuo 58 g BDS_5/m^3 akmens vatos/d F1 filtre iki 29 g BDS_5/m^3 akmens vatos/d F3 filtre. Šios apkrovos yra mažesnės negu apkrovos, taikomos laistomuosiuose filtruose, skirtuose vienalaikiam organinių medžiagų ir amonio šalinimui (Daigger ir Boltz 2011). Taigi tirtųjų tretinio valymo filtrų konstrukcija buvo tarpinis variantas tarp nitrifikuojančiųjų laistomųjų filtrų ir laistomųjų filtrų, skirtų vienalaikiam organinių medžiagų ir amonio šalinimui. Remiantis grupine tiesine regresija, buvo nustatyta, kad $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimas daugiausia priklausė nuo akmens vatos tūrinės apkrovos amonio azotu, tačiau nepriklausė nuo tūrinės apkrovos organinėmis medžiagomis (5–228 g BDS_7/m^3 akmens vatos/d ribose). Taigi darytina išvada, kad

tirtieji filtrai dirbo kaip nitrifikuojantieji laistomieji filtrai, nepaisant to, kad organinių medžiagų koncentracija atitekančiose nuotekose buvo didesnė negu priklauso tokio tipo laistomiesiems filtrams. Tai, kaip ir laistomųjų filtrų pagrindiniam nuotekų valymui atveju, gali būti paaiškinta pluoštine akmens vatos struktūra, kuri pasižymi labai dideliu savituoju paviršiaus plotu, dėl ko heterotrofinės ir nitrifikuojančios bakterijos gali koegzistuoti visame akmens vatos laikmens tūryje.

Kai priaugo pakankamas nitrifikuojančių bakterijų kiekis nitrifikacijai vykti, nuotekų temperatūra 5,6–23,2 °C ribose, priešingai negu nurodoma Tchobanoglous (2003), neturėjo įtakos $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimui.

Apibendrinant, norint pasiekti didesnę negu 80 % ir 90 % $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumą, akmens vatos tūrinė apkrova amonio azotu neturi viršyti atitinkamai 55 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ akmens vatos/d ir 24 g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ akmens vatos/d.

Pirmąsias 240 bandymų dienų pašalintas $\text{NH}_4\text{-N}$ kiekis buvo panašus arba mažesnis negu pagamintas $\text{NO}_2\text{-N}$ ir $\text{NO}_3\text{-N}$ kiekis. Padidėjęs pagamintas $\text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ kiekis gali būti susijęs su amonifikacijos ir hidrolizės procesais, kurių metu N-org buvo verčiamas $\text{NH}_4\text{-N}$, ir tolesne šio amonio nitrifikacija. Po 240 bandymų dienos pašalintas $\text{NH}_4\text{-N}$ kiekis buvo didesnis negu pagamintas $\text{NO}_2\text{-N}$ ir $\text{NO}_3\text{-N}$ kiekis. Teoriškai tai gali būti paaiškinta denitrifikacija, amonio virsmu dujiniu amoniaku ir pastarojo pasišalinimu iš nuotekų, *Anammox* procesu, amonio suvartojimu bakterijų, esančių bioplėvelėje, arba jų kombinacija. Vis dėlto denitrifikacijos procesas neturėtų vykti šiuose filtruose, kadangi juose nebuvo pakankamai organinių medžiagų, reikalingų denitrifikuojančioms bakterijoms. Amonio virsmas amoniaku irgi yra vargiai tikėtinas, kadangi pH svyravimai bandymų metu neturėjo jokios pastebimos tendencijos. Kita vertus, Lydmark *et al.* (2006) aptiko mažą *Anammox* bakterijų kiekį apatinėje realiai dirbančio ir gerai aeruojamo laistomojo filtro dalyje. Nors aptiktų bakterijų kiekis buvo mažas, o jų aktyvumas nežinomas, jų aptikimas akivaizdžiai demonstruoja bioplėvelinių sistemų sudėtingumą ir akcentuoja tolesnių išsamių tyrimų svarbą.

Kaip matyti iš D priedo D2 lentelės, vidutinis N-org šalinimo efektyvumas filtruose svyravo nuo apytiksliai 30 iki 70 %. N-org šalinimas filtruose buvo susijęs su ištirpusio bei mechaniškai sulaikyto suspenduoto N-org amonifikacija ir hidrolize ir priklausė nuo N-org koncentracijos atitekančiose nuotekose: kuo didesnė buvo N-org koncentracija, tuo efektyviau jis buvo šalinamas ($r_s = 0,48$). Be to, N-org šalinimas taip pat priklausė nuo filtrų aukščio, bet nepriklausė nuo tūrinės apkrovos organiniu azotu (iki 59 g N-org/ m^3 akmens vatos/d).

N-bendras šalinimas filtruose nebuvo aukštas, jo vidutinis efektyvumas svyravo nuo 10 iki 30 %. Dėl filtruose vyravusių aerobinių sąlygų nitrifikacija ir N-org šalinimas buvo pagrindiniai azoto transformacijos/šalinimo procesai. Kiti procesai, tokie kaip denitrifikacija ir amonio virsmas dujiniu amoniaku ir pasta-

rojo pasišalinimas iš nuotekų, dėl netinkamų sąlygų filtruose vykti neturėtų, tačiau anaerobinėse kišenėse, kurios teoriškai galėtų susidaryti apatiniuose filtrų laikmenų sluoksniuose, galėtų gyventi nedideli kiekiai *Anammox* bakterijų.

Fosforo junginių šalinimas

P-bendras šalinimas filtruose nebuvo aukštas, jo vidutinis efektyvumas svyravo nuo -18 iki 13 % (D priedas, D3 lentelė). P-org ir polifosfatų koncentracijos atitekančiose nuotekose buvo labai mažos, jų vidutinė koncentracija buvo $0,60 \pm 0,32$ mg/l, todėl P-org + p-PO₄-P šalinimas nepriklausė nuo jokių filtrų eksploatavimo ir projektavimo charakteristikų. Vidutinis P-org ir polifosfatų šalinimo efektyvumas visuose filtruose svyravo nuo apytiksliai 30 iki 65 % ir, kaip ir N-org atveju, buvo susijęs su jų mechaniniu sulaikymu, skaidymu ir hidrolize. Į filtrus atitekančiose nuotekose PO₄-P sudarė 89 ± 7 % nuo P-bendras, o jo vidutinė koncentracija buvo lygi $4,7 \pm 1,6$ mg/l. PO₄-P šalinimas nepriklausė nuo filtrų eksploatavimo ir projektavimo charakteristikų, bandymų metu buvo nestabilus, o jo efektyvumas apėmė tiek teigiamas, tiek neigiamas reikšmes. Tai gali būti susiję su tuo, kad filtruose vyko keli procesai – P-org ir polifosfatų virsmas PO₄-P skaidymo ir hidrolizės metu bei PO₄-P suvartojimu bakterijų, esančių bioplėvelėje.

3.4. Individualaus buitinių nuotekų valymo technologijos sukūrimas ir jos bandymų rezultatai

3.4.1. Sukurtos technologijos aprašymas ir šia technologija paremto nuotekų valymo įrenginio projektavimas

Sukurta individualaus buitinių nuotekų valymo technologija susideda iš pirminio, pagrindinio ir tretinio valymo grandžių.

Pirminio valymo metu dėl nusodinimo ir flotacijos procesų iš nuotekų šalinamos suspenduotos organinės ir mineralinės medžiagos. Šis valymas vykdomas apvaliame trijų kamerų septike, kuriame nuotekų išbuvimo trukmė neturi būti trumpesnė negu trys paros.

Pagrindinis valymas, kurio metu iš nuotekų šalinamos skendinčiosios, organinės ir biogeninės medžiagos, susideda iš laistomojo filtro su iš akmens vatos pagaminto substrato gėlėms auginti *Growcube* (Grodan, Olandija) (toliau sąlyginai vadinamas akmens vata, 2.2 pav.) laikmeniu, apsemtų medžio drožlių ir neapsemtų geležies drožlių sluoksnių. Nuotekos, išvalytos septike, paskirstomos virš laistomojo filtro su akmens vatos laikmeniu, kuriame vyksta biologinis organinių medžiagų ir amonio šalinimas bei mechaninis skendinčiųjų medžiagų (tarp jų – suspenduotų P-org ir N-org) sulaikymas. Toliau nuotekos patenka į sluoksnį, skirtą denitrifikacijai. Organinės medžiagos, reikalingos denitrifikuoti

jančioms bakterijos, heterotrofinių bakterijų buvo suvartotos akmens vatos sluoksnyje, todėl denitrifikacijai įrengiamas apsemtų medžio drožlių sluoksnis, kuriame medžio drožlės denitrifikuojančių bakterijų naudojamos kaip organinės anglies šaltinis ir laikmuo prisitvirtinti. Toliau nuotekos patenka į neapsemtų geležies drožlių sluoksnį, skirtą fosfatams šalinti. Fosfatų šalinimas čia vyksta trivalentei geležiai, išsiskyrusiai oksiduojantis drožlėms, reaguojant su fosfatais ir sudarant su jais silpnai tirpius junginius. Tada nuotekos patenka į tretinio valymo grandį – laistomąjį filtrą su akmens vatos laikmeniu. Čia vyksta iš medžio drožlių išplautų suspenduotų organinių medžiagų ir geležies drožlių sluoksnyje susiformavusių geležies fosfato nuosėdų mechaninis sulaikymas, iš medžio drožlių išplautų organinių medžiagų biologinis skaidymas ir pagrindinio valymo metų nesunitrifikuoto amonio šalinimas (nitrifikacija). Galiausiai valytos nuotekos išleidžiamos į paviršinio vandens telkinį arba infiltruojamos į gruntą.

Aerobinės sąlygos laistomuosiuose filtruose pagrindiniam ir tretiniam valymui bei geležies drožlių sluoksnyje užtikrinamos įrengiant tarpinius sluoksnius iš susmulkintų drenažo vamzdžių, oras į kuriuos paduodamas taikant natūralią ventiliaciją.

Sukurtos individualaus buitinių nuotekų valymo technologijos leistinos apkrovos pateiktos 3.9 lentelėje.

3.9 lentelė. Sukurtos individualaus buitinių nuotekų valymo technologijos leistinos apkrovos

Table 3.9. Allowable loadings of the created technology for individual domestic wastewater treatment

Apkrova	Matavimo vnt.	Reikšmė
Hidraulinė paviršiaus apkrova q	$m^3/m^2/d$	$\leq 0,5$
Laistomojo filtro su akmens vatos laikmeniu pagrindiniam valymui tūrinė apkrova organinėmis medžiagomis	$g\ BDS_5/m^3$ akmens vatos/d	≤ 97
Laistomojo filtro su akmens vatos laikmeniu pagrindiniam valymui tūrinė apkrova amonio azotu	$g\ NH_4-N/m^3$ akmens vatos/d	≤ 49
Laistomojo filtro su akmens vatos laikmeniu tretiniam valymui tūrinė apkrova amonio azotu	$g\ NH_4-N/m^3$ akmens vatos/d	≤ 24

Siekiant išbandyti sukurtą individualaus buitinių nuotekų valymo technologiją, jos pagrindu buvo sukurtas NVĮ, skirtas valyti buitines nuotekas, susidarancias vienos keturių asmenų šeimos namų ūkyje, ir atlikti jo efektyvumo bandymai. Sukurtas individualaus buitinių NVĮ susideda iš talpos pirminiam valymui (septiko) ir talpos pagrindiniam ir tretiniam valymui (biofiltro). Jo technologinė schema pavaizduota 3.24 paveiksle, o projektiniai parametrai pateikti 3.10 lentelėje. Atsižvelgiant į apkrovas, pateiktas 3.9 lentelėje, gali būti suprojektuoti NVĮ ir kitiems nuotekų kiekiams valyti. Lauko bandymų metu nustatyta, kad denitri-

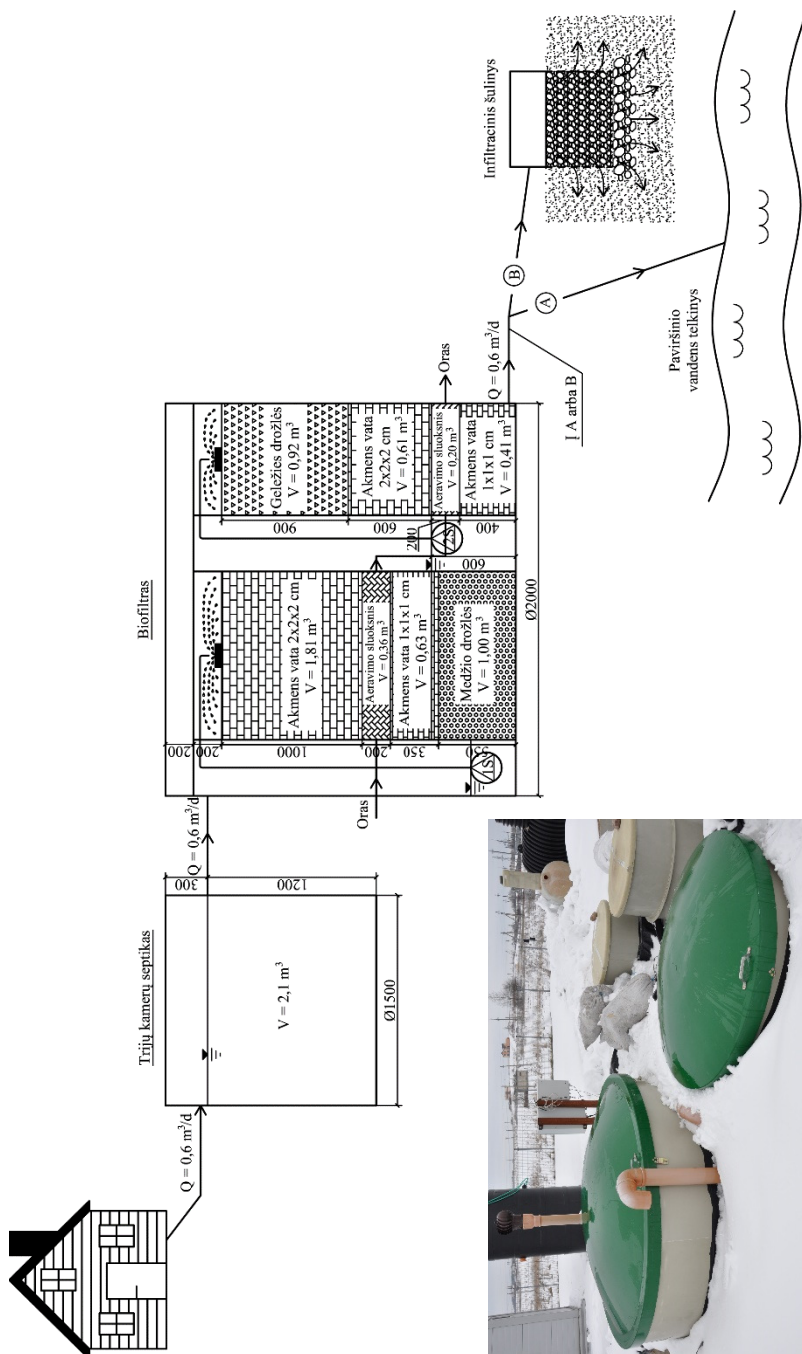
fikacijos efektyvumas medžio drožlių sluoksnyje ir fosfatų šalinimo efektyvumas geležies drožlių sluoksnyje nepriklauso nuo šių sluoksnių apkrovų teršalais, todėl medžio ir geležies drožlių tūriai buvo parinkti konstrukciškai, atsižvelgiant į kitų užpildų išmatavimus/tūrius ir tokiu būdu, kad medžio ir geležies drožles reikėtų kuo rečiau keisti.

Individualių nuotekų valymo įrenginių projektavimas turi būti pagrįstas gamybos ir įrengimo kaštų minimizavimo principu, siekiant padaryti produktą patraukliu pirkėjui. Dėl šios priežasties buvo nuspręsta abi talpas projektuoti apvalias ir tokių išmatavimų, kad jas būtų galima gaminti iš standartinių gelžbetoninių šulinių elementų. Pastebėtina, kad biofiltro konstrukcija gali būti ir kita, jei tik atskirų grandžių apkrovos nėra viršijamos ir yra užtikrinamas tolygus nuotekų paskirstymas virš biofiltro užpildo paviršiaus.

3.10 lentelė. Individualaus buitinių nuotekų valymo įrenginio projektiniai parametrai
Table 3.10. Design parameters of the designed individual wastewater treatment unit

Parametras		Matavimo vienetas	Reikšmė
Gyventojų ekvivalentas		GE	4
Nuotekų norma		l/d/žm	150
Nominalus nuotekų debitas		m ³ /d	0,6
Apkrova	ChDS	g/d	480
	BDS ₅		240
	SM		280
	N-bendras		48
	NH ₄ -N		32
	N-org		16
	P-bendras		11
	PO ₄ -P		7
	P-org		4

Remiantis 430 dienų trūkusių lauko bandymų rezultatais, buvo suprojektuotas septikas (3.25 pav.), kuris pagal konstrukciją yra analogiškas tirtajam septikui – yra apvalus, trijų kamerų. Lauko bandymų metu tirta septiko skersmuo buvo 1,3 m, tačiau yra prekiaujama tik 1,0 arba 1,5 m skersmens gelžbetoniniais šulinių žiedais. Taip pat lauko bandymų metu buvo nustatyta, kad norint pasiekti gerus teršalų šalinimo septike rezultatus, nuotekų išbuvoimo septike trukmė turi būti lygi mažiausiai 3 paroms. Kita vertus, remiantis dalelių nusodinimo teorija, teršalų šalinimas septike priklauso nuo septiko paviršiaus ploto, o ne nuo nuotekų išbuvoimo trukmės: septikas, kurio paviršiaus plotas yra didesnis, o aukštis mažesnis, dirbs geriau negu tokio paties tūrio septikas, kurio paviršiaus plotas

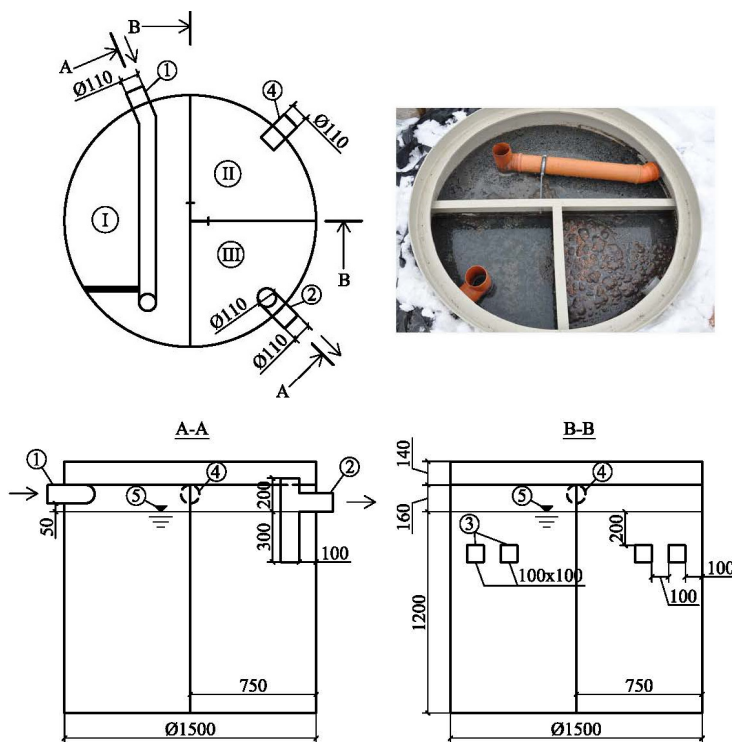


3.24 pav. Individualaus buitinių nuotekų valymo įrenginio technologinė schema: 1S, 2S – siurbliai,

A – valytų nuotekų išleidimas į paviršinio vandens telkinį, B – valytų nuotekų infiltracija į gruntą

Fig. 3.24. The technological diagram of the designed individual wastewater treatment unit: 1S, 2S – pumps, A – discharge to surface water body, B – infiltration into the soil

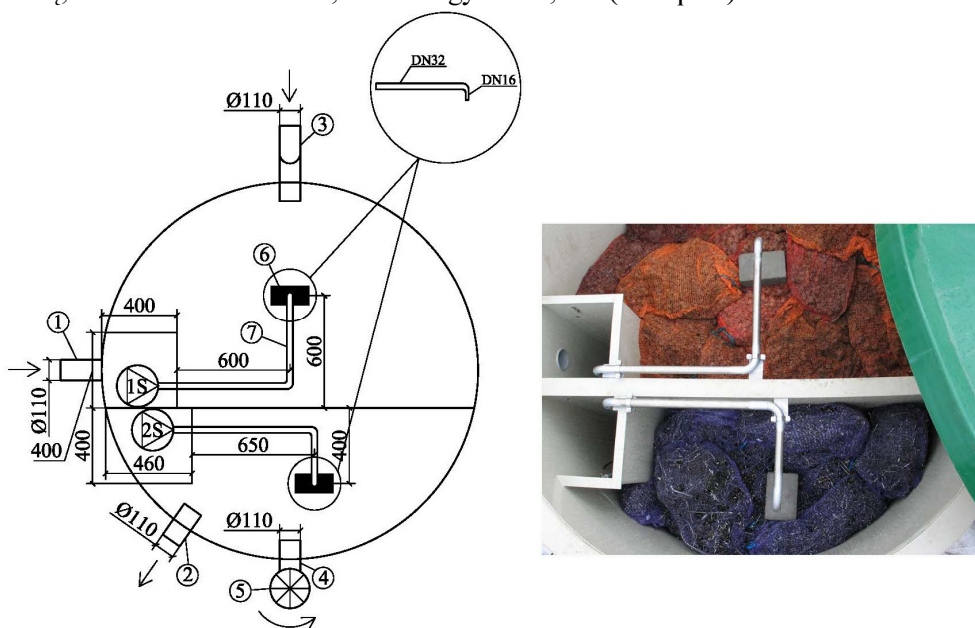
yra mažesnis, o aukštis didesnis (Seabloom *et al.* 2005). Aišku, kad nusodinimo teorija ne visais atvejais gali būti pritaikoma realioms sąlygoms septike, todėl, projektuojant septiką, buvo nuspręsta atsižvelgti tiek į nuotekų išbuvimo trukmę, tiek į septiko paviršiaus plotą: pasirinktas septiko skersmuo – 1,5 m, kas atitinka didesnę gelžbetonių žiedų skersmenį, darbinis gylis – 1,2 m. Esant tokiems septiko išmatavimams ir $0,6 \text{ m}^3/\text{d}$ nuotekų debitui, naudingas septiko tūris yra $2,1 \text{ m}^3$, o nuotekų išbuvimo septike trukmė lygi 3,5 dienų. Kaip ir tirtajame septike, nuotekoms įtekėti į septiką ir ištekėti iš jo buvo įrengti trišakiai, tačiau, priešingai negu tirtajame septike, nuotekoms tekėti per kameras sienutėse, 20 cm žemiau vandens lygio, buvo įrengta po dvi stačiakampes angas 3 ($10 \times 10 \text{ cm}$ kiekviena). Šis sprendimas leidžia išvengti papildomų išlaidų trišakiams.



3.25 pav. Septikas: 1 – įtekėjimo vamzdis DN110, 2 – ištekėjimo trišakis DN110/110, 3 – pratekėjimo angos $100 \times 100 \text{ mm}$, 4 – vandens lygis, 5 – ventilacijos anga, I, II, III – septiko kameros (Pastaba: įtekėjimo vamzdžio 1 ir ventilacijos vamzdžio 5 vieta plane gali būti keičiama priklausomai nuo aplinkybių)

Fig. 3.25. Septic tank: 1 – inlet pipe DN110, 2 – outlet T-joint DN110/110, 3 – flow-through ports $100 \times 100 \text{ mm}$, 4 – water level, 5 – ventilation port, I, II, III – chambers (Note: location of the inlet pipe 1 and ventilation port 5 may be changed depending on circumstances)

Pratekėjusios per septiką, dalinai išvalytos nuotekos patenka į apvalų biofiltrą, kurio skersmuo – 2 m, darbinis gylis – 2,1 m (3.26 pav.).



3.26 pav. Biofiltras: 1 – įtekėjimo vamzdis DN110, 2 – ištekėjimo vamzdis DN110, 3 – oro įtraukimo vamzdis DN110, 4 – oro ištraukimo vamzdis DN110, 5 – deflektorius, 6 – plyta nuotekoms atsimušti, 7 – slėginis nuotekų paskirstymo vamzdis, 1S, 2S – siurbliai (Pastaba: įtekėjimo vamzdžio 1 altitudė bei ištekėjimo vamzdžio 2 ir ventilacijos vamzdžių 3–4 vieta plane gali būti keičiama priklausomai nuo aplinkybių)

Fig. 3.26. Biofilter: 1 – inlet pipe DN110, 2 – outlet pipe DN110, 3 – air intake pipe DN110, 4 – air extraction pipe DN110, 5 – air extractor, 6 – brick for wastewater to strike into, 7 – pressurized wastewater distribution pipe, 1S, 2S – pumps (Note: height of the inlet pipe 1 and location of the outlet pipe 2 and ventilation pipes 3–4 may be changed depending on circumstances)

Biofiltras pertvara padalintas į dvi zonas. Pirmojoje zonoje įrengtas laistomasis filtras su akmenų vatos laikmeniu ir apsemtas medžio drožlių užpildas. Akmenų vatos sluoksnis savo ruožtu sudarytas iš dviejų filtracinių pasluoksnių, tarp kurių įrengtas tarpinis sluoksnis iš susmulkintų drenavimo vamzdžių, skirtas nuotekoms aeruoti. Oras į jį paduodamas taikant natūralią ventilaciją. Pirmajame (viršutiniame) akmenų vatos pasluoksnyje naudojami stambesni 2×2×2 cm dydžio akmenų vatos kubeliai, o antrajame (apatiname) – smulkesni 1×1×1 cm dydžio kubeliai. Pratekėjusios per akmenų vatos sluoksnį, nuotekos patenka į apsemtą medžio drožlių sluoksnį, skirtą denitrifikacijai. Pratekėjusios per šį sluoksnį, nuotekos siurbliu tiekiamos į antrąją biofiltro zoną, kurioje vyksta

fosfatų šalinimas ir tretinis nuotekų valymas prieš jų išleidimą į aplinką. Fosfatų šalinimas vyksta nuotekoms filtruojantis per geležies drožlių sluoksnį, o galutinis nuotekų valymas užtikrinamas joms filtruojantis per laistomąjį filtrą su 2×2×2 cm dydžio akmens vatos kubelių laikmeniu. Tiek geležies drožlių, tiek akmens vatos užpildai nėra apsemti nuotekomis, kadangi minėtiems teršalų šalinimo procesams reikalingas deguonis. Aerobinės sąlygos čia, taip pat kaip ir pirmojoje zonoje, užtikrinamos akmens vatos sluoksnyje įrengus tarpinį sluoksnį iš susmulkintų drenažo vamzdžių. Analogiškai pirmajai zonai, akmens vatos sluoksnis yra padalintas į du filtracinius pasluoksnius, kuriuose naudojami skirtingo dydžio akmens vatos kubeliai.

Nuotekoms aeruoti abejose biofiltro zonose akmens vatos sluoksniuose buvo įrengti 20 cm aukščio tarpiniai sluoksniai iš susmulkintų drenažo vamzdžių. Oras į juos pateko natūraliai per 110 mm skersmens oro įtraukimo vamzdį 3. Siekiant pagerinti ventiliaciją, aukščių skirtumas tarp oro įtraukimo ir ištraukimo vamzdžių 3–4 buvo lygus 1 m, o ant ištraukimo vamzdžio buvo sumontuotas vėjo sukamas deflektorius 5.

Patogumo dėlei visi užpildai, naudojami biofiltre, buvo sukrauti į tinklinius 50×80 cm dydžio maišus. Biofiltre buvo naudojama daug skirtingų užpildų ir jame buvo apjungtos neapsemto laistomojo filtro ir apsemto denitrifikacinio rezervuaro technologijos, todėl buvo nuspręsta padalinti biofiltrą į dvi zonas, o nuotekoms tiekti į šias zonas panaudoti siurblius su lygio davikliais 1S–2S. Tokie siurbliai neveikia nuolat, jie įsijungia tik tada, kai vanduo siurblinėje pasiekia tam tikrą lygį, ir išsijungia, kai vandens lygis nukrenta iki tam tikros reikšmės.

Abejose zonose nuotekos virš užpildų buvo paskirstomos slėginiais DN32 vamzdžiais 7, kurių skersmuo ties nuotekų išpurškimo vieta buvo sumažintas iki DN16, siekiant sustiprinti nuotekų srovę. Tolygiam nuotekų paskirstymui užtikrinti nuotekų išpurškimo vamzdis buvo nukreiptas į plytą 6: tiekiamos nuotekos atsimušdavo į plytą ir pasklisdavo po visą užpildo paviršių. Lyginant su savitakinėmis nuotekų paskirstymo sistemomis, kurios buvo naudojamos lauko bandymų metu, toks nuotekų paskirstymas yra geresnė alternatyva, kadangi jis leidžia tolygiau paskirstyti nuotekas ir užtikrinti tolygų biomasės augimą užpilduose.

3.4.2. Sukurtos technologijos bandymų rezultatai

Jau 14 bandymų dieną, esant 10 °C nuotekų temperatūrai, BDS₅ šalinimo efektyvumas NVĮ pasiekė 90 %, o BDS₅ koncentracija valytose nuotekose neviršijo 13 mg/l. Tiek pat laiko heterotrofinių bakterijų inokuliacija užėmė ir lauko bandymų, aprašytų 3.3 poskyryje, metu. Pirmą kartą visas į NVĮ patenkantis amonis buvo nitrifikuotas tik 37 bandymų dieną, kadangi nitrifikuojančios bakterijos yra jautrios žemoms nuotekų temperatūroms. Taigi 37 bandymų dieną

biofiltre buvo priaugęs pakankamas mikroorganizmų kiekis, reikalingas efektyviai šalinti organinius teršalus ir amonį.

$\text{NO}_3\text{-N}$ koncentracija valytose nuotekose bėgant laikui nemažėjo ir svyravo nuo apytiksliai 30 iki 50 mg/l, o ChDS koncentracija iš medžio drožlių sluoksnio ištekančiose nuotekose neviršijo 100 mg/l. Iš 3.3 poskyryje aprašytų bandymų žinoma, kad denitrifikacijos efektyvumas yra tuo didesnis, kuo didesnė organinių medžiagų koncentracija nuotekose. Mažesnė negu 100 mg/l ChDS koncentracija buvo nepakankama denitrifikuojančioms bakterijoms, todėl medžio drožlių sluoksnio denitrifikacijos efektyvumas nebuvo didelis ir svyravo nuo 13 iki 41 %. Nepakankamas organinių medžiagų išplovimas iš medžio drožlių gali būti sąlygotas pačių drožlių, tuo, kad jos buvo per mažai apsemtos/neapsemtos nuotekomis arba kitų priežasčių. Bandymų metu nustatyti priežasties nepavyko, todėl 76 dieną bandymai buvo nutraukti, medžio drožlės pakeistos naujomis, patikrintas jų apsėmimas nuotekomis ir bandymai pradėti iš naujo. Reikia atkreipti dėmesį į tai, kad, prieš pradėdant antrąjį bandymą, kiti užpildai keisti nebuvo, o septikas nebuvo valytas. Taigi vertinant septiko ir akmens vatos bei geležies drožlių darbą, reikia į tai atsižvelgti. Toliau, analizuojant denitrifikacijos ir N-bendras šalinimo procesus, pateikiami tik antrojo bandymo (84–359 dienos) rezultatai, o kitų teršalų šalinimas analizuojamas remiantis abiejų bandymų (1–76 ir 84–359 dienos) rezultatais.

3.11 lentelėje pateikti apibendrinti NVĮ bandymo rezultatai, kai į jį buvo tiekiamas $0,6 \text{ m}^3/\text{d}$ nominalus nuotekų debitas. Kaip matyti, skendinčiųjų ir organinių medžiagų bei $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimas NVĮ vyko gerai, o vidutiniai šių teršalų šalinimo efektyvumai viršijo 95 %. Kita vertus, vidutiniai N-bendras ir P-bendras šalinimo efektyvumai neviršijo 50 %.

3.11 lentelė. Teršalų šalinimas nuotekų valymo įrenginyje esant $0,6 \text{ m}^3/\text{d}$ nominaliam nuotekų debitui

Table 3.11. Pollutant removal in the designed individual wastewater treatment unit feeding $0.6 \text{ m}^3/\text{d}$ wastewater flow rate

Teršalas	SM	BDS ₅	ChDS	NH ₄ -N	N-org	N-bendras**	P-bendras†
C _{it} , mg/l	378±161	361±125	815±276	62±14	25±16	88±25	8,8±3,1
C _{ist} , mg/l	1,8±0,6	2,1±1,0	30±13	0,4±0,5	2,7±2,7	44±17	4,7±0,9
E, %	99,6±0,2	99,3±0,4	96±3	99,5±0,8	84±18	46±25	41±18
n	24					20	24

* N-bendras šalinimo efektyvumas apskaičiuotas remiantis tik antrojo bandymo (84–359 dienos) rezultatais.

† 255 bandymų dieną buvo pakeistas geležies drožlių užpildas.

‡ Vidutinis metinis N-bendras šalinimo efektyvumas lygus 62 ± 23 %, o N-bendras koncentracija valytose nuotekose siekia 35 ± 20 mg/l.

Siekiant įvertinti debito kaitos įtaką NVĮ darbui, bandymų metu tris kartus po dvi savaites į NVĮ buvo tiekiamas mažesnis, negu nominalus, nuotekų debitas – 0,3 m³/d. Taip pat, siekiant įvertinti staigaus apkrovos padidėjimo įtaką, 171 bandymų dieną 24 valandas buvo tiekiamas didesnis, negu nominalus, nuotekų debitas – 0,9 m³/d. Be to, bandymų metu du kartus 24 valandoms buvo nutraukiamas nuotekų debitas, o 115–128 dienomis į NVĮ nebuvo tiekiamos nuotekos, siekiant išsiaiškinti, kaip tai paveiks jame gyvenančius mikroorganizmus ir atitinkamai biologinius teršalų šalinimo procesus. Apibendrinant, visi šie pokyčiai neturėjo jokios įtakos teršalų šalinimo procesams, vykusiems NVĮ, o jų efektyvumai buvo tokie patys, kaip ir nominalaus debito tiekimo metu.

Pasibaigus antrajam bandymui, septikas buvo išdirbęs 359 dienas, esant 6,3–17,0 °C į jį atitekančių nuotekų temperatūrai. Nors per šį laikotarpį septikas valytas nebuvo, skendinčiosios ir organinės medžiagos jame buvo šalinamos gerai. Kaip matyti iš 3.12 lentelės, esant 3,5 dienų nuotekų išbuvimo septyke trukmei, vidutinis SM šalinimo efektyvumas siekė 77±13 %, o ChDS – 45±13 %. Tai yra daugiau negu gauta 3.3 poskyryje aprašytų bandymų metu, esant trijų parų nuotekų išbuvimo septyke trukmei. Taigi galima teigti, kad efektyviam septiko darbui jo turinį pakanka išsiurbti vieną kartą per metus.

3.12 lentelė. Teršalų šalinimas septyke ir atskirose biofiltro grandyse esant 0,6 m³/d nominaliam nuotekų debitui

Table 3.12. Pollutant removal in the separate sections of the created wastewater treatment unit feeding 0.6 m³/d wastewater flow rate

NVĮ grandys	Šalinamas teršalas	C _{it} , mg/l	C _{išt} , mg/l	E, %	n
Septikas	SM	294±120	63±37	77±13	21
	ChDS	599±169	317±66	45±13	31
	NH ₄ -N	60±14	64±12	-9±15	29
	PO ₄ -P	7,4±1,7	9,5±1,5	-31±18	30
Akmens vatos sluoksnis pagrindiniam valymui	NH ₄ -N	64±12	11±7	82±11	30
	PO ₄ -P	9,3±1,8	7,3±1,3	21±12	30
Medžio drožlių sluoksnis*	NO ₂ -N + NO ₃ -N	52±14	14±9	74±14	27
	ChDS	-	123±44	-	27
Geležies drožlių sluoksnis†	PO ₄ -P	7,3±1,3	6,1±1,3	16±12	29
Akmens vatos sluoksnis tretiniam valymui	ChDS	118±43	49±14	55±16	29
	NH ₄ -N	11±7	1,4±2,7	85±28	29

* Čia pateikti tik antrojo bandymo (84–359 dienos) metu gauti medžio drožlių sluoksnio duomenys.

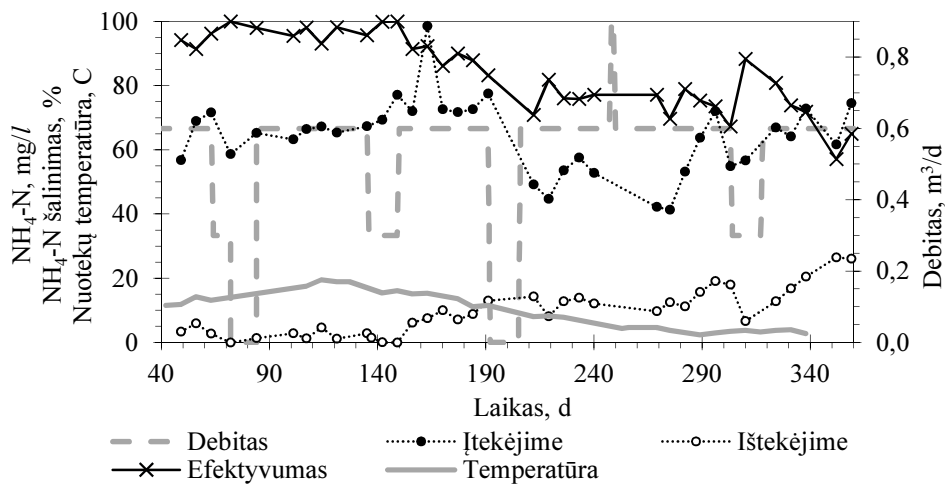
† 255 bandymų dieną buvo pakeistas geležies drožlių užpildas.

Pradedant nuo 56 bandymų dienos, $\text{PO}_4\text{-P}$ ir $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentracijos iš septiko ištekančiose nuotekose tapo didesnės negu atitekančiose dėl to, kad į septiką patenkantys ir ant jo dugno nusėdę N-org ir P-org biologinio skaidymo metu buvo verčiami $\text{NH}_4\text{-N}$ ir $\text{PO}_4\text{-P}$. Kaip matyti iš 3.12 lentelės, vidutinis $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentracijos padidėjimas septike sudarė $9\pm 15\%$, o $\text{PO}_4\text{-P}$ – netgi $31\pm 18\%$.

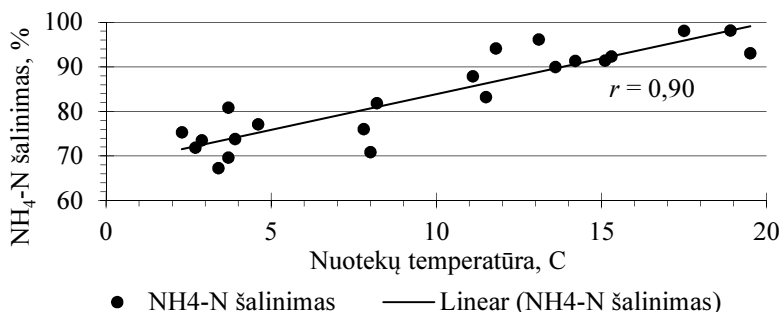
Bandymų metu be SM, organinių teršalų, įskaitant N-org ir P-org, ir $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo, akmens vatos sluoksnyje pagrindiniam nuotekų valymui taip pat buvo šalinamai ortofosfatai. Šis procesas gali būti paaiškintas $\text{PO}_4\text{-P}$ suvartojimu bioplėvelėje esančių bakterijų. Iš 3.12 lentelės matyti, kad $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas nebuvo didelis ir siekė $21\pm 12\%$. Reikia paminėti, kad lauko bandymų, aprašytų 3.3 poskyryje, metu $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimas apskritai nevyko. Priešingai, dėl P-org ir polifosfatų biologinio skaidymo $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija valytose nuotekose buvo $0,2\text{--}68\%$ didesnė negu nevalytose nuotekose. NVĮ bandymų metu P-org ir polifosfatų koncentracija nebuvo nustatoma, todėl nėra žinoma, ar šių teršalų biologinis skaidymas turėjo pastebimos įtakos $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracijos valytose nuotekose reikšmėms, tačiau galima prognozuoti, kad bėgant laikui akmens vatos laikmenyje mechanškai sulaikyto P-org kiekis didės, ir atitinkamai dėl jo biologinio skaidymo didės $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija valytose nuotekose.

$\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimas akmens vatos sluoksnyje pagrindiniam nuotekų valymui dėl mažėjančios nuotekų temperatūros bėgant laikui blogėjo (3.27 pav.). $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumo priklausomybė nuo nuotekų temperatūros pateikta 3.28 paveiksle. Iš čia matyti, kad, nitrifikacijos efektyvumas neigiamai priklausė nuo nuotekų temperatūros, kadangi žema nuotekų temperatūra lėtino nitrifikacijos kinetiką ir mažino nitrifikacijos efektyvumo reikšmes. Esant nominaliam nuotekų debitui, kai nuotekų temperatūra buvo didesnė negu $12\text{ }^\circ\text{C}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas siekė daugiau negu 90% . Neigiamą nuotekų temperatūros įtaką nitrifikacijos procesui laistomuosiuose filtruose nustatė ir kiti mokslininkai (Kishimoto *et al.* 2014).

Kuriant individualaus buitinių nuotekų valymo technologiją ir remiantis lauko bandymų, aprašytų 3.3 poskyryje, duomenimis, buvo nuspręsta didelių hidraulinės paviršiaus ir tūrinių apkrovų teršalais akmens vatos sluoksniui netaikyti, kad nitrifikacijos efektyvumas būtų didelis ir esant žemai nuotekų temperatūrai. Bandymų metu faktinės šio sluoksnio apkrovos ($0,5\text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$, $10\text{--}24\text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3$ akmens vatos/d) buvo žymiai mažesnės negu reikalinga dideliame nitrifikacijos efektyvumui esant žemai nuotekų temperatūrai pasiekti, tačiau nitrifikacijos efektyvumas nebuvo toks didelis, kokio tikėtasi remiantis lauko bandymų, aprašytų 3.3 poskyryje, rezultatais. Be to, jis nepriklausė nuo akmens vatos sluoksnio tūrinių apkrovų teršalais aukščiau pateiktose ribose, o priklausė tik nuo nuotekų temperatūros.



3.27 pav. $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimas akmens vatos sluoksnyje pagrindiniam nuotekų valymui
Fig. 3.27. $\text{NH}_4\text{-N}$ removal in the stone wool filling for secondary wastewater treatment



3.28 pav. $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo priklausomybė nuo nuotekų temperatūros akmens vatos sluoksnyje pagrindiniam nuotekų valymui

Fig. 3.28. $\text{NH}_4\text{-N}$ removal dependence on wastewater temperature in the stone wool filling for secondary wastewater treatment

Reikia pažymėti, kad bandymų metu tiek septikas, tik biofiltras nebuvo įkasti į gruntą. Jų bandymai buvo atliekami juos patalpinus stačiakampėje gelžbetoninėje angoje ir iš šonų apdėjus maišais su keramzitu. Taip pat papildomai buvo apšiltinta biofilto konstrukcijos viršutinė dalis ir dangtis. Nepaisant šių priemonių, bandymų metu šaltuoju metu laiku biofiltre susidarydavo šilumos nuostoliai, kurie tam tikromis dienomis siekė $5,6\text{ }^{\circ}\text{C}$, o temperatūra valytose nuotekose nukrisdavo net iki $2,3\text{ }^{\circ}\text{C}$. Mažai tikėtina, jog realiai veikiančiame individualiame NVĮ, kuris yra tinkamai apšiltintas ir pastatytas arti nuotekų su-

sidarymo vietos, nuotekų temperatūra pasiektų tokias žemas reikšmes. Taigi realiomis sąlygomis nitrifikacija turėtų vykti geriau.

Amonis, nesunitrifikuotas akmens vatos pagrindiniam nuotekų valymui sluoksnyje, toliau pateko į akmens vatos tretiniam nuotekų valymui sluoksni. Čia jo šalinimas vyko pakankamai stabiliai, nepriklausomai nuo nuotekų temperatūros, o vidutinis nitrifikacijos efektyvumas siekė 85 ± 28 %. Tačiau kadangi šiame sluoksnyje dėl aerobinių sąlygų ir mažų organinių medžiagų kiekių denitrifikacija nevyko, nitrifikacijos pablogėjimas pagrindinio nuotekų valymo grandyje mažino NVĮ N-bendras šalinimo efektyvumo reikšmes. Dėl to vidutinis N-bendras šalinimo efektyvumas siekė tik 46 ± 25 % (3.11 lentelė).

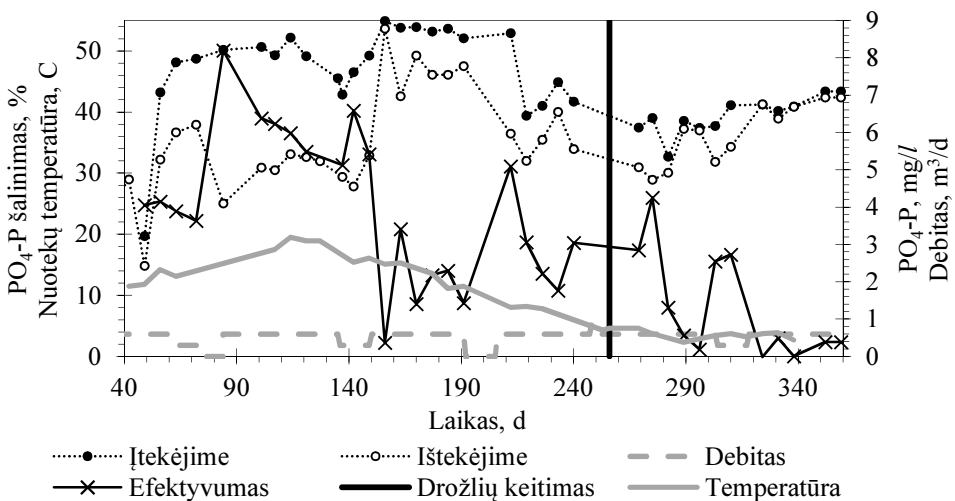
Reikia atkreipti dėmesį, kad didžioji mėginių dalis buvo paimta šaltuoju metu laiku. Dėl šios priežasties 3.11 lentelėje pateikta N-bendras šalinimo efektyvumo reikšmė neatspindi N-bendras šalinimo proceso per visus metus. Apskaičiuota, kad vidutinis metinis N-bendras šalinimo efektyvumas lygus 62 ± 23 %, o vidutinė metinė N-bendras koncentracija valytose nuotekose siekia 35 ± 20 mg/l.

Denitrifikacija medžio drožlių sluoksnyje vyko stabiliai, nepriklausomai nuo nuotekų temperatūros, o jos vidutinis efektyvumas siekė 74 ± 14 %. Kaip ir lauko bandymų metu, denitrifikacijos efektyvumas medžio drožlių sluoksnyje buvo tuo didesnis, kuo didesnė buvo organinių medžiagų koncentracija iš šio sluoksnio ištekančiose nuotekose, tačiau sukurto NVĮ bandymų metu ši koreliacija buvo silpna ($r = 0,46$). Antrojo bandymo (84–359 bandymo dienos) pradžioje iš medžio drožlių sluoksnio buvo išplaunamas didesnis organinių medžiagų kiekis: 84 bandymo dieną iš medžio drožlių sluoksnio ištekančiose nuotekose ChDS koncentracija siekė net 387 mg/l, tačiau bėgant laikui ji mažėjo ir 156 bandymo dieną siekė tik 110 mg/l. Pradedant nuo 156 bandymo dienos iš medžio drožlių buvo išplaunamas pastovus organinių medžiagų kiekis, o vidutinė ChDS koncentracija iš šio sluoksnio ištekančiose nuotekose siekė 105 ± 20 mg/l. Esant nusistovėjusiam organinių medžiagų išsiplovimui iš drožlių (156–360 bandymo dienos), vidutinis medžio drožlių denitrifikacijos efektyvumas siekė 70 ± 14 %.

Iš medžio drožlių išsiplovusios organinės medžiagos patekdavo į akmens vatos tretiniam nuotekų valymui sluoksni, kur jos buvo oksiduojamos heterotrofinių bakterijų. Jų šalinimas šiame sluoksnyje buvo stabilus, o vidutinis ChDS šalinimo efektyvumas siekė 55 ± 16 % (3.12 lentelė).

Kaip matyti iš 3.29 paveikslo, bandymų metu fosfatų šalinimo efektyvumas geležies drožlių sluoksnyje neviršijo 50 % ir mažėjo bėgant laikui. Dėl nenukrypstamo fosfatų šalinimo blogėjimo 255 bandymų dieną geležies drožlės buvo pakeistos naujomis, tačiau fosfatų šalinimas nepagerėjo ir bandymų pabaigoje nesiekė 5 %. Šie rezultatai yra blogesni palyginti su laboratorinių ir lauko bandymų rezultatais, aprašytais atitinkamai 3.2 ir 3.3 poskyriuose. Čia laipsniškas

fosfatų šalinimo blogėjimas veikiausiai susijęs su nuotekų temperatūros mažėjimu. Šį faktą patvirtinta ir vidutinio stiprumo teigiama tiesinė koreliacija tarp nuotekų temperatūros ir $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumo ($r = 0,64$, rezultatai nerodomi). Geležies drožlių sluoksnyje fosfatų šalinimas vyksta jiems jungiantis su trivalentės geležies oksidais, o pagal Van't Hofs taisyklę, cheminių reakcijų greitis teigiamai priklauso nuo temperatūros (Janickis *et al.* 2003). Laboratorinių ir lauko bandymų metu nuotekų temperatūra buvo aukštesnė, todėl šių bandymų metu fosfatų šalinimas geležies drožlių sluoksnyje vyko geriau. Sukurto NVĮ bandymo metu, net ir esant aukštai nuotekų temperatūrai, fosfatų šalinimo efektyvumas geležies drožlių sluoksnyje neviršijo 50 %. Dėl to, kad skirtingų bandymų metu buvo gauti skirtingi rezultatai, prieš paleidžiant sukurta technologiją į serijinę gamybą, reikėtų atlikti papildomus tyrimus, kurie leistų nustatyti optimalius filtro su geležies drožlėmis projektinius parametrus. Priklausomai nuo šalies, kurioje numatoma naudoti sukurta technologiją, gali būti taikomi ir kiti fosfatų šalinimo būdai, pvz. fosfatus sorbuojančios medžiagos arba cheminis fosfatų šalinimas (tiesa, tokiu atveju technologija jau nebebus „draugiška“ aplinkai).



3.29 pav. $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimas geležies drožlių sluoksnyje

Fig. 3.29. $\text{PO}_4\text{-P}$ removal in the iron filings layer

3.13 lentelėje pateiktas sukurto NVĮ ir dviejų populiariausių Lietuvos rinkoje parduodamų NVĮ kainų palyginimas. Sukurtame NVĮ biomasė nėra išplaunama iš biofiltro, todėl jame kartą per metus pakanka išsiurbti septiko turinį. Parduodamų NVĮ darbas pagrįstas veikliojo dumblo technologija, todėl čia susidaro pakankamai didelis perteklinio dumblo prieaugis, kurį reikia šalinti 2–4 kartus

per metus. Be to, veikliojo dumblo technologijai reikalingas nuolatinis oro tiekimas. Gamintojų teigimu, tokiuose įrenginiuose išlaidos elektros energijai, kurios susidaro dėl orapūčių darbo, siekia nuo 10 iki 25 Lt per mėnesį. Sukurtame NVĮ elektros energija naudojama tik nuotekoms pakelti, o oras į biofiltrą tiekiamas natūraliai. Nuotekos keliamos dvejais siurbliais, kurie įsijungia tik tada, kad vandens lygis siurblynėse pasiekia tam tikrą lygį, ir išsijungia, kai vandens lygis siurblynėje nukrenta iki tam tikros reikšmės. Bandymų metu nustatyta, kad sukurtame NVĮ vidutinis elektros energijos suvartojimas siekia 3,6 kWh per mėnesį, taigi mėnesinės išlaidos elektros energijai sudaro 1,7 Lt per mėnesį. Be to, reikia pastebėti, kad esant tinkamam reljefui, išlaidų nuotekoms pakelti galima iš viso išvengti.

3.13 lentelė. Sukurto nuotekų valymo įrenginio ir dviejų populiariausių Lietuvos rinkoje parduodamų nuotekų valymo įrenginių, skirtų keturių asmenų šeimai, kainų palyginimas **Table 3.13.** Comparison of the created wastewater treatment plant with two most popular wastewater treatment plants for a household of four residents in Lithuania

Išlaidų rūšys	Sukurtas NVĮ	Įrenginys X*
Priežiūra	Septiko turinio išvežimas (kartą per metus) – 200 Lt/metus	Perteklinio dumblo išvežimas (2–4 kartus per metus) – 400–800 Lt/metus
	Medžio drožlių keitimas (kartą per 7 metus) – 30 Lt/7 metus	Orapūtės membranos keitimas (kartą per 4 metus) – 150 Lt/4 metus
Elektros energija	Nuotekoms pakelti – ~1,7 Lt/mėn.	Aeravimui – 10–25 Lt/mėn.

* Čia pateikti apibendrinti dviejų populiariausių Lietuvos rinkoje parduodamų NVĮ duomenys.

Moksliniuose straipsniuose nurodoma, kad reaktoriai su medžio drožlėmis gali sėkmingai šalinti nitratus net iki 7–15 metų (Robertson *et al.* 2008, Robertson 2010). Taigi vertinant biofiltro užpildų keitimo išlaidas, priimta, kad medžio drožles reikės keisti kartą per 7 metus. Pasak substrato gamintojų, akmens vatos kubeliai išlaiko savo formą daugelį metų, todėl šio užpildo keitimas neįtrauktas į išlaidų skaičiavimą.

Apibendrinant, sukurta nuotekų valymo technologija pasižymi tokiais privalumais:

- Ji ypač tinka sodyboms, kadangi dėl gero drėgmės sulaikymo akmens vatoje tokį įrenginį būtų galima ilgesniam laikui palikti netiekiant į jį nuotekų ir tai neturėtų neigiamos įtakos jame gyvenantiems mikroorganizmams ir atitinkamai nuotekų valymo procesui.
- Ji yra „draugiškesnė“ gamtai, kadangi elektros energija čia naudojama tik nuotekoms pakelti, o nuotekų valymo procesui naudojamos atliekos.

- Ji yra patrauklesnė vartotojui, kadangi nereikalauja sudėtingos priežiūros, ją vartotojas gali atlikti pats, o eksploatacinės išlaidos susideda tik iš išlaidų kasmetiniam septiko dumblo išvežimui (~200 Lt/metus) ir išlaidų siurbliams (~1,7 Lt/mėn.).

3.5. Trečiojo skyriaus išvados

1. Lauko bandymų metu nustatyta, kad apvaliame trijų kamerų septyke skendinčiųjų ir organinių medžiagų šalinimas gerėja ilginant nuotekų išbuvimo septyke trukmei. Efektyviausiai teršalai šalinami, kai nuotekos septyke išbūna tris paras: SM – 71 %, BDS₇ – 50 %.
2. Tiek susmulkinta vėdinamų atitvarų plokštė iš akmens vatos *Paroc WAS 35*, tiek iš akmens vatos pagamintas substratas gėlėms auginti *Growcube* yra tinkami naudoti biologiniam nuotekų valymui laistomuosiuose filtruose, šalinant iš nuotekų organines medžiagas ir amonį: laboratorinių tyrimų metu filtruose su šiais laikmenimis vidutinis BDS₇ šalinimo efektyvumas buvo didesnis negu 95 %, o nitrifikacijos efektyvumas – didesnis negu 60 %. Substratas gėlėms auginti gali būti laikomas geresniu pasirinkimu, kadangi jis jau yra supjaustytas tinkamo dydžio kubeliais, o jo ilgalaikis įmirkis yra beveik du kartus didesnis (90±2 %) negu susmulkintos atitvarų plokštės (55±12 %), todėl filtras su tokiu laikmeniu galėtų ilgesnį laiką išbūti be nuotekų ir tai neturėtų neigiamos įtakos ant laikmens gyvenantiems mikroorganizmams, kadangi dėl didesnio įmirkio biomasė ilgesnį laiką išbūtų drėgna.
3. Lauko bandymų metu nustatyta, kad tiek laistomuosiuose filtruose su substrato *Growcube* laikmeniu pagrindiniam nuotekų valymui, tiek tretiniam nuotekų valymui iš nuotekų šalinami šie teršalai: skendinčiosios ir organinės medžiagos, įskaitant N-org ir P-org, ir NH₄-N. PO₄-P šalinimas šiuose filtruose nevyksta. Priešingai, dėl P-org ir polifosfatų biologinio skaidymo PO₄-P koncentracija valytose nuotekose gali būti 0,2–68 % didesnė negu nevalytose nuotekose.
4. Lauko bandymų metu nustatyta, kad laistomuosiuose filtruose su substrato *Growcube* laikmeniu pagrindiniam nuotekų valymui organinių teršalų šalinimo efektyvumas yra didelis (>80 %), nepriklausomai nuo filtrų hidraulinės paviršiaus (iki 1,49 m³/m²/d) ir tūrinės apkrovos organiniais teršalais (iki 559 g BDS₇/m³ laikmens/d). Priešingai negu įprastuose laistomuosiuose filtruose pagrindiniam nuotekų valymui, laistomuosiuose filtruose su substrato *Growcube* laikmeniu yra puikiai šalinamos SM ir jų šalinimo efektyvumas yra didesnis negu 88 %,

nepriklusomai nuo filtrų hidraulinės paviršiaus (iki $1,49 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$) ir tūrinės apkrovos SM (iki $3086 \text{ g SM}/\text{m}^3 \text{ laikmens}/\text{d}$).

5. Lauko bandymų metu nustatyta, kad laistomuosiuose filtruose su substrato *Growcube* laikmeniu tretiniam nuotekų valymui SM šalinimo efektyvumas siekia 50–69 %, o BDS_7 – 61–84 %, nepriklusomai nuo filtrų tūrinės apkrovos teršalais (iki $242 \text{ g SM}/\text{m}^3 \text{ laikmens}/\text{d}$ ir $228 \text{ g BDS}_7/\text{m}^3 \text{ laikmens}/\text{d}$).
6. Lauko bandymų metu nustatyta, kad laistomuosiuose filtruose su substrato *Growcube* laikmeniu pagrindiniam nuotekų valymui $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas priklauso nuo filtrų hidraulinės paviršiaus apkrovos, tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$ bei nuotekų temperatūros. Esant $15,4\text{--}20,5^\circ\text{C}$ nuotekų temperatūrai, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas yra didesnis negu 80 %, kai:
 - hidraulinė paviršiaus apkrova – $\leq 1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$;
 - tūrinė apkrova $\text{NH}_4\text{-N}$ – $\leq 57 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3 \text{ laikmens}/\text{d}$.Esant $6,0\text{--}9,4^\circ\text{C}$ nuotekų temperatūrai, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas yra didesnis negu 80 %, kai:
 - hidraulinė paviršiaus apkrova – $\leq 0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$;
 - tūrinė apkrova $\text{NH}_4\text{-N}$ – $\leq 49 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3 \text{ laikmens}/\text{d}$.
7. Lauko bandymų metu nustatyta, kad laistomuosiuose filtruose su substrato *Growcube* laikmeniu tretiniam nuotekų valymui $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas priklauso nuo filtrų tūrinės apkrovos $\text{NH}_4\text{-N}$ ir yra didesnis negu 90 %, kai ji neviršija $24 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3 \text{ laikmens}/\text{d}$. Kai $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo procesas yra stabilus, nuotekų temperatūra $5,6\text{--}23,0^\circ\text{C}$ ribose jam įtakos neturi.
8. Lauko bandymų metu nustatyta, kad apsemtų medžio drožlių sluoksnio denitrifikacijos efektyvumas priklauso nuo organinių medžiagų koncentracijos iš šio sluoksnio ištekančiose nuotekose ir nuotekų temperatūros: esant $15,4\text{--}20,5^\circ\text{C}$ nuotekų temperatūrai, didesniai negu 90 % denitrifikacijos efektyvumui pasiekti BDS_7 koncentracija valytose nuotekose turi būti didesnė negu $30 \text{ mg}/\text{l}$, o esant $6,0\text{--}9,4^\circ\text{C}$ nuotekų temperatūrai ir tai pačiai BDS_7 koncentracijai valytose nuotekose, denitrifikacijos efektyvumas yra didesnis negu 70 %.
9. Laboratorinėmis sąlygomis geležies drožlės gali pašalinti iki 3 kartų daugiau $\text{PO}_4\text{-P}$ negu *Filtralite P* sorbentas, o jų vidutinis $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas siekia $69\pm 16\%$. Lauko sąlygomis $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas geležies drožlių sluoksnyje neviršija 50 %.
10. Tiek laboratorinių, tiek lauko bandymų metu nustatyta, kad $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimas *Filtralite P* sluoksnyje iš pradžių būna didelis, tačiau mažėja bė-

gant laikui, kol galiausiai $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracija valytose nuotekose tampa artima $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentracijai nevalytose nuotekose. Abiejų bandymų metu nustatyta stipri teigiama priklausomybė tarp *Filtralite P* $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumo ir pH iš filtrų su šiuo užpildu ištekančiose nuotekose.

11. Remiantis laboratorinių ir lauko bandymų rezultatais, sukurta individualaus buitinio nuotekų valymo technologija, susidedanti iš trijų kamerų septiko, laistomojo filtro su substrato *Growcube* laikmeniu, apsemtų medžio drožlių ir neapsemtų geležies drožlių sluoksnių. Siekiant išbandyti sukurta technologiją, jos pagrindu buvo suprojektuotas ir išbandytas NVĮ, skirtas vienos keturių asmenų šeimos nuotekoms valyti (nominalus nuotekų debitas – $0,6 \text{ m}^3/\text{d}$). Išbandytas NVĮ šalina iš nuotekų skendinčiąsias, organines ir biogenines medžiagas (BDS_5 – $99,3 \pm 0,4 \%$, SM – $99,6 \pm 0,2 \%$, N-bendras – $62 \pm 23 \%$, P-bendras – $41 \pm 18 \%$).

Bendrosios išvados ir rekomendacijos

Bendrosios išvados

1. Apvaliame trijų kamerų septike efektyviausiai skendinčiosios ir organinės medžiagos (SM – 71 %, BDS₇ – 50 %) iš nuotekų šalinamos tada, kai nuotekos išbūna septike tris paras.
2. Nustatyta, kad laistomuosiuose filtruose su iš akmens vatos pagaminto substrato *Growcube* laikmeniu, skirtuose pagrindiniam nuotekų valymui, skendinčiųjų ir organinių medžiagų šalinimo efektyvumas yra didelis (SM – >88 %, BDS₇ – >80 %), nepriklausomai nuo nuotekų temperatūros ir filtrų hidraulinės ir tūrinių apkrovų teršalais. NH₄-N šalinimo efektyvumas priklauso nuo šių parametų ir, esant geriausioms sąlygoms, gali siekti iki 100 %.
3. Nustatyta, kad laistomuosiuose filtruose su iš akmens vatos pagaminto substrato *Growcube* laikmeniu, skirtuose tretiniam nuotekų valymui, SM šalinimo efektyvumas gali siekti 50–69 %, BDS₇ – 61–84 %, nepriklausomai nuo nuotekų temperatūros ir filtrų hidraulinės ir tūrinių apkrovų teršalais. Kai tūrinė apkrova NH₄-N neviršija 24 g NH₄-N/m³ laik-

mens/d, $\text{NH}_4\text{-N}$ šalinimo efektyvumas yra didesnis negu 90 %, nepriklausomai nuo nuotekų temperatūros.

4. Post-denitrifikacijos procesui naudojant medžio drožles, denitrifikacijos efektyvumas būna iki 40 % didesnis, kai medžio drožlės yra apsemtos nuotekomis, kadangi tokiu atveju iš jų išplaunamas didesnis organinės anglies kiekis.
5. Laboratoriniai tyrimai parodė, kad, esant vienodoms sąlygoms, geležies drožlės gali pašalinti iki 3 kartų daugiau $\text{PO}_4\text{-P}$ negu *Filtralite P* sorbentas, o jų vidutinis $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas gali siekti 69 ± 16 %. Lauko sąlygomis $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas geležies drožlių sluoksnyje neviršija 50 %.
6. $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas *Filtralite P* sluoksnyje bėgant laikui blogėja, o pH valytose nuotekose mažėja, kadangi iš *Filtralite P* sluoksniu išplaunami kalcio jonai, reikalingi $\text{PO}_4\text{-P}$ surišti. Lauko bandymų rezultatai parodė, kad $\text{PO}_4\text{-P}$ šalinimo efektyvumas būna didesnis negu 60 %, kai valytų nuotekų pH yra didesnis negu 8,3.
7. Remiantis atliktų bandymų rezultatais, sukurta nuotekų valymo technologija, skirta individualiam buitinių nuotekų valymui. Sukurtoji technologija dėl pakartotino atliekų panaudojimo yra „draugiška“ aplinkai. Jos pagrindu suprojektuotas ir išbandytas NVĮ, skirtas keturių asmenų šeimos nuotekoms valyti (nominalus nuotekų debitas – $0,6 \text{ m}^3/\text{d}$), šalina iš nuotekų skendinčiąsias, organines ir biogenines medžiagas (BDS_5 – $99,3 \pm 0,4$ %, SM – $99,6 \pm 0,2$ %, N-bendras – 62 ± 23 %, P-bendras – 41 ± 18 %). Dėl natūralios aeracijos sukurtame NVĮ vidutiniškai per mėnesį suvartojama tik 3,6 kWh elektros energijos.

Rekomendacijos

1. Atskiros sukurtosios nuotekų valymo technologijos grandys gali būti taikomos kitose individualus buitinių nuotekų valymo technologijose:
 - 1.1 Tirtasis apvalus trijų kamerų septikas gali būti taikomas pirminiam nuotekų valymui, kurio metu iš nuotekų šalinamos neištirpusios mineralinės ir organinės medžiagos. Siekiant užtikrinti didelį teršalų šalinimo efektyvumą septike, rekomenduojama, kad nuotekos išbūtų septike mažiausiai tris paras, o septiko turinys būtų išsiurbiamas bent vieną kartą per metus.
 - 1.2 Laistomasis filtras su iš akmens vatos pagaminto substrato *Growcube* laikmeniu gali būti naudojamas pagrindinio ir tretinio

nuotekų valymo grandyse skendinčiosioms, organinėms medžiagoms ir amoniui iš nuotekų šalinti.

- 1.3 Nuotekomis apsemtos medžio drožlės gali būti taikomos nitratams iš nuotekų šalinti, kai nuotekose yra mažai organinių medžiagų, reikalingų denitrifikuojančioms bakterijoms.

Literatūra ir šaltiniai

Abegglen, C.; Ospelt, M.; Siegrist, H. 2008. Biological nutrient removal in a small-scale MBR treating household wastewater, *Water Research* 42: 338–346.

AccuPac Mixed Media Systems [interaktyvus]. 2008. [žiūrėta 2011 01 24]. Prieiga per internetą: <<http://www.brentwood-ind.com/water/mixedmedia.html>>.

Adam, K., *et al.* 2005. Phosphorous sorption by *Filtralite P* – Small scale box experiment, *Journal of Environmental Science and Health* 40: 1239–1250.

Adam, K.; Sovik, A. K.; Krogstad, T. 2006. Sorption of phosphorus to *Filtralite P* – The effect of different scales, *Water Research* 40: 1143–1154.

Adam, K., *et al.* 2007. Phosphorus removal by the filter materials light-weight aggregates and shellsand – A review of processes and experimental set-ups for improved design of filter systems for wastewater treatment, *Vatten* 62: 245–257.

Adam, K., *et al.* 2007. Phosphorus retention in the filter materials shellsand and *Filtralite P*[®] – Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater, *Ecological Engineering* 29: 200–208.

Albertson, O. E.; Okey, R. W. 2001. Discussion of trickling filter mythology, *Journal of Environmental Engineering*: 83–86.

Almstrand, R., *et al.* 2011. Nitrification potential and population dynamic of nitrifying bacterial biofilms in response to controlled shifts of ammonium concentrations in wastewater trickling filters, *Bioresource Technology* 102: 7685–7691.

Almstrand, R., *et al.* 2012. Dynamics of specific ammonia-oxidizing bacterial populations and nitrification in response to controlled shifts of ammonium concentrations in wastewater, *Applied Microbiology and Biotechnology* 97(5): 2183–2191.

Aškinis, S. 2006. Smėlio ir augalų filtro pritaikymas pieno surinkimo punkto nuotekoms valyti, *Vandens ūkio inžinerija* 30(50): 82–87.

Aškinis, S. 2007. Pieno surinkimo punktų nuotekų valymo vertikaliosios filtracijos smėlio filtre modeliniai tyrimai, *Vandens ūkio inžinerija* 32(52): 97–101.

Aškinis, S. 2011. Fosforo šalinimo iš pieno surinkimo punktų nuotekų efektyvumas skirtingų konstrukcijų smėlio filtruose, *Vandens ūkio inžinerija* 39(59): 46–51.

Rastas Amofah, L.; Hanaeus, J. 2006. Nutrient recovery in a small scale wastewater treatment plant in cold climate, *Vatten* 62: 355–368.

Andersson, B., *et al.* 1994. High-rate nitrifying trickling filters, *Water Science and Technology* 29(10–11): 47–52.

Arias, C. A.; Bubba, M.; Brix, H. 2001. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds, *Water Research* 35(5): 1159–1168.

Aslan, S.; Turkman, A. 2004. Simultaneous biological removal of endosulfan ($\alpha+\beta$) and nitrates from drinking waters using wheat straw as substrate, *Environment International* 30: 449–455.

Aslan, S.; Turkman, A. 2005. Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates, *Process Biochemistry* 40: 935–943.

Aslan, S.; Turkman, A. 2003. Biological denitrification of drinking water using various natural organic solid substrates, *Water Science and Technology* 48(11–12): 489–495.

Aškinis, S. 2011. Fosforo šalinimo iš pieno surinkimo punktų nuotekų efektyvumas skirtingų konstrukcijų smėlio filtruose, *Vandens ūkio inžinerija* 39(59): 46–51.

Behera S. K., *et al.* 2011 Occurrence and removal of antibiotics, hormones and several other pharmaceuticals in wastewater treatment plants of the largest industrial city of Korea, *Science of the Total Environment* 409(20): 4351–4360.

Biesterfeld, S., *et al.* 2003. Quantification of denitrification potential in carbonaceous trickling filters, *Water Research* 37: 4011–4017.

Biological nitrogen removal. [interaktyvus]. 2014. [žiūrėta 2014 m. gegužės 28 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.trevi-env.com/en/technique_biological_nitrogen_removal.php>.

Bitton, G. 1994. *Wastewater Microbiology*. New York: Wiley-Liss. 478 p.

Boley, A.; Muller, W.-R.; Haider, G. 2000. Biodegradable polymers as solid substrate and biofilm carrier for denitrification in recirculated aquaculture systems, *Aquacultural Engineering* 22: 75–85.

Boon, A. G., *et al.* 1997. Recent developments in the biological filtration of sewage to produce high-quality nitrified effluents, *Water and Environment Journal* 11: 394–412.

Bounds, J., *et al.* 2010. Nitrifying trickling filter provides reliable, low-energy, cost-effective tertiary municipal wastewater treatment of a lagoon effluent, *Water Environment and Technology* 8: 74–79.

Brentwood Industries Trickling Filter [interaktyvus]. 2011. DAS Group, Inc. [žiūrėta 2014 m. birželio 13 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.dasgroupinc.com/code-11/code-12/spotlight_one.html>.

Brix, H.; Arias, C. A.; del Bubba, M. 2001. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands, *Water Science and Technology* 44(11): 47–54.

Burde, M.; Rolf, F.; Grabowski, F. 2001. Innovative low cost procedure for nutrient removal as an integrated element of a decentralised water management concept for rural areas, *Water Science and Technology* 44(1): 105–112.

Camargo Valero, M. A., *et al.* 2009. Enhanced phosphorus removal in a waste stabilization pond system with blast furnace slag filters, *Desalination and Water Treatment* 4: 122–127.

Cameron, S. G.; Schipper, L. A. 2010. Nitrate removal and hydraulic performance of organic carbon for use in denitrification beds, *Ecological Engineering* 36: 1588–1595.

Carrara, C., *et al.* 2008. Fate of pharmaceutical and trace organic compounds in three septic system plumes, Ontario, Canada, *Environmental Science and Technology* 42(8): 2805–2811.

Chazarenc, F.; Brisson, J.; Comeau, Y. 2007. Slag columns for upgrading phosphorus removal from constructed wetland effluents, *Water Science and Technology* 56(3): 109–115.

Chazarenc, F., *et al.* 2010. Combination of slag, limestone and sedimentary apatite in columns for phosphorus removal from sludge fish farm effluents, *Water* 2: 500–509.

Choung, Y. K.; Jeon, S. J. 2000. Phosphorus removal in domestic wastewater using anaerobic fixed beds packed with iron contactors, *Water Science and Technology* 41(1): 241–244.

Christianson, L., *et al.* 2010. Denitrification bioreactors for agricultural drainage nitrate treatment in New Zealand, iš 19th *World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World*, įvykusio Brisbane, Australijoje, 2010 m rugpjūčio 1–10 d.: pranešimų medžiaga [DVD]: 36–39.

Cucarella, V.; Renman, G. 2009. Phosphorous sorption capacity of filter materials used for on-site wastewater treatment determined in batch experiments, *Journal of Environmental Quality* 38: 381–392.

Daigger, G. T.; Boltz, J. P. 2011. Trickling filter and trickling filter-suspended growth process design and operation: a state-of-the-art review, *Water Environment Research* 83(5): 388–404.

Dapkienė, L.; Kusta, A. 2002. Anaerobinės nuotekų valyklos hidraulinis modeliavimas. *Vandens ūkio inžinerija*, 21(43): 85–89.

Daude, D.; Stephenson, T. 2003. Cost-effective treatment solutions for rural areas: design and operation of a new package treatment plant for single households, *Water Science and Technology* 48(11–12): 107–114.

Elgood, Z., *et al.* 2010. Nitrate removal and greenhouse gas production in a stream-bed denitrifying bioreactor, *Ecological Engineering* 36: 1575–1580.

Engin, G. O.; Demir, I. 2006. Cost analysis of alternative methods for wastewater handling in small communities, *Journal of Environmental Management* 79: 357–363.

Evans, E. A., *et al.* 2004. Trickling filter nitrification performance characteristics and potential of a full-scale municipal wastewater treatment facility, *Journal of Environmental Engineering* 130(11): 1280–1288.

Falkentoft, C. M.; Harremoes, P.; Mosbaek, H. 1999. The significance of zonation in a denitrifying, phosphorous removing biofilm, *Water Research* 33(15): 3303–3310.

Fdez-Polanco, F.; Villaverde, S.; Garcia, P. A. 1994. Temperature effect on nitrifying bacteria activity in biofilters, *Water Science and Technology* 30(11): 121–130.

Feinbaum, R. 2001. On-site sewage systems: New outlook for decentralized wastewater treatment, *BioCycle*: 36–40.

Fixed Film Forum [interaktyvus] 2013. [žiūrėta 2013 m. sausio 20 d.]. Prieiga per internetą: < <http://www.fixedfilmforum.com/> >.

Follesdal, M. 2005. *NI Project 02056 Wastewater Treatment in Filter Beds: Common Report from All Pilot Plants*. Oslo: Maxit Group AB. 20 p.

Francis, C. A.; Beman, J. M.; Kuypers, M. M. M. 2007. New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation, *The ISME Journal: Multidisciplinary Journal of Microbial Ecology* (1): 19–27.

Garzon-Zuniga, M. A., *et al.* 2007. Aeration effect on the efficiency of swine manure treatment in a trickling filter packed with organic materials, *Water Science and Technology* 55(10): 135–143.

Gasiūnas, V. 2003. Azoto šalinimo efektyvumas horizontaliosios filtracijos smėlio ir augalų filtruose, *Vandens ūkio inžinerija* 23(43)–24(44): 79–83.

Gebara, F. 1999. Activated sludge biofilm wastewater treatment system, *Water Research* 33(1): 230–238.

Gebert, W.; Wilderer, P. A. 2000. Heating up trickling filters to tackle cold weather conditions, *Water Science and Technology* 41(1): 163–166.

Gervin, L.; Brix, H. 2001. Removal of nutrients from combined sewer overflows and lake water in a vertical-flow constructed wetland system, *Water Science and Technology* 44(11–12): 171–176.

Gibert, O., *et al.* 2008. Selection of organic substrates as potential reactive materials for use in a denitrification permeable reactive barrier (PRB), *Bioresource Technology* 99: 7587–7596.

- Gill, L. W., *et al.* 2009. Nutrient loading on subsoils from on-site wastewater effluent, Comparing septic tank and secondary treatment systems, *Water Research* 43: 2739–2749.
- Gray, N. F. 2004. *Biology of Wastewater Treatment*. London: Imperial College Press. 1444 p.
- Gray, N. F. 1995. The influence of sludge accumulation rate on septic tank design, *Environmental Technology* 16: 795–800.
- Gustafsson, J. P., *et al.* 2008. Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment, *Water Research* 42: 189–197.
- Harada, H.; Dong, N. T.; Matsui, S. 2008. A measure for provisional-and-urgent sanitary improvement in developing countries: septic-tank performance improvement, *Water Science and Technology* 58(6): 1305–1311.
- Harrison J. R.; Daigger, G. T. 1987. A comparison of trickling filter media, *Journal (Water Pollution Control Federation)* 59(7): 679–685.
- Haseborg, E. T., *et al.* 2010. Nitrifying microorganisms in fixed-bed biofilm reactors fed with different nitrite and ammonia concentrations, *Bioresource Technology* 101: 1701–1706.
- Hayatsu, M.; Tago, K.; Saito, M. 2008. Various players in the nitrogen cycle: diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification, *Soil Science and Plant Nutrition* 54: 33–45.
- Heal, K., *et al.* 2003. Novel use of ochre from mine water treatment plants to reduce point and diffuse phosphorus pollution, *Land Contamination and Reclamation* 11: 145–152.
- Healy, M. G.; Rodgers, M.; Mulqueen, J. 2006. Denitrification of a nitrate-rich synthetic wastewater using various wood-based media materials, *Journal of Environmental Science and Health* 41: 779–788.
- Hedstrom, A. 2006. Reactive filter systems for small scale wastewater treatment, *Vatten* 62: 253–263.
- Hedstrom, A. 2006. Wollastonite as reactive filter medium for sorption of wastewater ammonium and phosphorus, *Environmental Technology* 27: 801–809.
- Hedstrom, A.; Rastas, L. 2006. Methodological aspects of using blast furnace slag for waste-water phosphorus removal, *Journal of Environmental Engineering* 132(11): 1431–1438.
- Heistad, A., *et al.* 2006. A high-performance compact treatment system treating domestic wastewater, *Ecological Engineering* 28: 374–379.
- Hellstrom, D.; Jonsson, L. 2003. Evaluation of small wastewater treatment systems, *Water Science and Technology* 48(11–12): 61–68.
- Henze, M., *et al.* 1996. *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. 2nd edition. Berlin: Springer. 383 p.

Herman, I., *et al.* 2013. The effect of hydraulic loading rate and influent source on the binding capacity of phosphorus filters, *PLoS ONE* 8(8): 1–8.

Ho, G. 2003. Small water and wastewater systems: pathways to sustainable development?, *Water Science and Technology* 48(11–12): 7–14.

Horan, N. J.; Lowe, M. 2007. Full-scale trials of recycled glass as tertiary filter medium for wastewater treatment, *Water Research* 41: 253–259.

Irish Environmental Protection Agency. 2009. *Code of Practice: Wastewater Treatment Systems for Single Houses*. Wexford. [žiūrėta 2012 m. balandžio 17 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.epa.ie/downloads/advice/water/wastewater/code%20of%20practice%20for%20single%20houses/>.

Jaeger Environmental [interaktyvus] 2013. [žiūrėta 2013 m. sausio 20 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.jaegerenvironmental.com/>.

Janickis, V., *et al.* 2003. *Bendrosios ir neorganinės chemijos pagrindai*. Kaunas: Technologija. 340 p.

Jeong, J., *et al.* 2006. Development of biological filter as tertiary treatment for effective nitrogen removal: Biological filter for tertiary treatment, *Water Research* 40: 1127–1136.

Jenssen, P. D., *et al.* 2010. Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries – Performance and reuse of filter media, *Ecological Engineering* 36: 1651–2659.

Jenssen, P. D.; Krogstad, T. 2003. Design of constructed wetlands using phosphorus sorbing lightweight aggregate (LWA), iš *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates*. Southampton: WIT Press, 259–271.

Johansson Westholm, L. 2006. Substrates for phosphorus removal – Potential benefits for on-site wastewater treatment? *Water Research* 40: 23–36.

Johansson Westholm, L. 2010. The use of blast furnace slag for removal of phosphorus from wastewater in Sweden – A review, *Water* 2: 826–837.

Joy, D., *et al.* 2001. New technologies for on-site domestic and agricultural wastewater treatment, *Canadian Journal of Civil Engineering* 28(1): 115–123.

Kang, S.-K.; Choo K.-H.; Lim, K.-H. 2003. Use of iron oxide particles as adsorbents to enhance phosphorus removal from secondary wastewater effluent, *Separation Science and Technology* 38(15): 3853–3874.

Keplinger, K. O., *et al.* 2004. Cost and affordability of phosphorus removal at small wastewater treatment plants, *Small Flows Quarterly* 5(4): 36–49.

Kishimoto, N., *et al.* 2014. Roughness and temperature effects on the filter media of a trickling filter for nitrification, *Environmental Technology* 35(12): 1549–1555.

Koiv, M., *et al.* 2009. The performance of peat-filled subsurface flow filters treating landfill leachate and municipal wastewater, *Ecological Engineering* 35: 204–212.

- Korkusuz, E. A., *et al.* 2005. Use of blast furnace granulated slag as a substrate in vertical flow reed beds: Field application, *Bioresource Technology* 98: 2089–2101.
- Kuai, L., *et al.* 1999. Treatment of domestic wastewater by enhanced primary decantation and subsequent naturally ventilated trickling filtration, *Water, Air, and Soil Pollution* 113: 43–62.
- Kujala-Rati, K. 2004. *On-site wastewater treatment plants' functionality study, Hajasampo project*. Helsinki: Edita Primai OY. 150 p.
- Lawrence, C. H. 1973. Septic tank performance, *Journal of Environmental Health* 36(3): 226–228.
- Lekang, O.-I.; Kleppe, H. 2000. Efficiency of nitrification in trickling filters using different filter media, *Agricultural Engineering* 21: 181–199.
- Li, G., *et al.* 2012. Denitrification with corncob as carbon source and biofilm carriers, *Water Science and Technology* 65(7): 1238–1243.
- Lietuvos Respublikos Aplinkos ministro 2006 m. gegužės 17 d. įstatymas Nr. D1-236 „Dėl nuotekų tvarkymo reglamento patvirtinimo“, *Valstybės žinios* 59–2103.
- Lorrain, M.-J., *et al.* 2004. Comparison of different carbon sources for ground water denitrification, *Environmental Technology* 25: 1041–1049.
- Luostarinen, S.; Rintala, J. 2007. Anaerobic on-site treatment of kitchen waste in combination with black water in UASB-septic tanks at low temperatures, *Bioresource Technology* 98: 1734–1740.
- Lowe, K. S., *et al.* 2008. Field evaluation of the performance of engineered on-site wastewater treatment units, *Journal of Hydrologic Engineering* 13(8): 735–743.
- LST EN 12566-3+A1:2009 *Mažieji iki 50 SGS nuotekų valymo įrenginiai. 3 dalis. Gamyklinės ir (arba) statybvietėje surenkamos buitinių nuotekų valyklos*. Vilnius, 2009. 45 p.
- Lydmark, P., *et al.* 2006. Vertical distribution of nitrifying populations in bacterial biofilms from a full-scale nitrifying trickling filter, *Environmental Microbiology* 8(11): 2036–2049.
- Martin, B. D.; Parsons, S. A.; Jefferson, B. 2009. Removal and recovery of phosphate from municipal wastewaters using a polymeric anion exchanger bound with hydrated ferric oxide nanoparticles, *Water Science and Technology* 60(10): 2637–2645.
- Matulova, Z.; Hlavinec, P.; Drtil, M. 2010. One-year operation of single household membrane bioreactor plant, *Water Science and Technology* 61(1): 217–226.
- Maunoir, S.; Phillip, H.; Rambaud, A. 2007. Small wastewater treatment plants in mountain areas: combination of septic tank and biological filter, *Water Science and Technology* 56(10): 65–71.
- Massoud, M. A.; Tarhini, A.; Nasr, J. A. 2009. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries, *Journal of Environmental Management* 90: 652–659.

Mbuligwe, S. E., *et al.* 2005. Applicability of a septic tank/engineered wetland coupled system in the treatment and recycling of wastewater from a small community, *Environmental Management* 35(1): 99–108.

Mijaylova Nacheva, P., *et al.* 2008. Comparison of bioreactors with different kinds of submerged packed beds for domestic wastewater treatment, *Water Science and Technology* 58(1): 29–36.

Moelants, N., *et al.* 2006. Towards an optimal and sustainable performance of small scale wastewater treatment systems, iš konferencijos *Biofilm Systems VI*, įvykusios Amsterdamo, Olandijoje, 2006 m. rugsėjo 24–27 d., pranešimų medžiaga. Amsterdamas: 7786.

Moelants, N.; Smets, I. Y.; Van Impe, J. F. 2011. The potential of an iron rich substrate for phosphorus removal in decentralized wastewater treatment systems, *Separation and Purification Technology* 77: 40–45.

Moelants, N., *et al.* 2008. Field performance assessment of onsite individual wastewater treatment systems, *Water Science & Technology* 58(1): 1–6.

Moffa, P. E. 1990. The control and treatment of combined-sewer overflows. 2^d edition. Van Nostrand Reinhold: New York. 292 p.

Mofokeng, T., *et al.* 2009. Full-scale trials of external nitrification on plastic media nitrifying trickling filter, *Water SA* 35(2): 204–210.

Mondal, B.; Warith, M. A. 2008. Use of shredded tire chips and tire crumbs as packing media in trickling filter systems for landfill leachate treatment, *Environmental Technology* 29: 827–836.

Mongirdas, V.; Dapkienė, M. 2007. *Filtracijos fizikinių ir biologinių ypatybių palyginamoji analizė*. Mokslinio tyrimo darbo ataskaita. Kaunas: Akademija. 50 p.

Moorman, T. B., *et al.* 2010. Denitrification activity, wood loss and N₂O emissions over nine years from a wood chip bioreactor, *Ecological Engineering* 36: 1567–1574.

Mortula, M. M.; Gagnon, G. A. 2007. Phosphorus treatment of secondary municipal effluent using oven-dried alum residual, *Journal of Environmental Science and Health* 42: 1685–1691.

Moulick, S.; Tanveer, M.; Mukherjee, C. K. 2011. Evaluation of nitrification performance of a trickling filter with nylon pot scrubber as media, *International Journal of Science and Nature* 2(3): 515–518.

Nilsson, P. 1990. *Infiltration of Wastewater: Raport Nr. 1002*. Lund. 190 p.

Nelin, C. 2008. *Evaluation of using fine grain size Polonite as sorbent for retaining phosphorous from wastewater*. Lunds universitet. 20 p.

Nopens, I.; Capalozza, C.; Vanrolleghem, P. A. 2001. *Technical report: Stability analysis of a synthetic municipal wastewater* [interaktyvus]. Belgium [žiūrėta 2011 m. rugsėjo 15 d.]. Prieiga per internetą: <<http://biomath.ugent.be/~peter/ftp/pvr334.pdf>>.

- Nurizzo, C.; Mezzanatte, V. 1992. Ground water biodenitrification using sugars as organic carbon source, *Water Science and Technology* 26(3–4): 827–834.
- Oakley, S. M.; Gold, A. J.; Oczkowski, A. J. 2010. Nitrogen control through decentralized wastewater treatment: Process performance and alternative management strategies, *Ecological Engineering* 36: 1520–1531.
- Opoku, B. 2007. *Suitability of Different Reactive Filter Media for Onsite Waste Water Treatment*. Master Thesis. 23 p.
- Ovez, B.; Ozgen, S.; Yuksel, M. 2006. Biological denitrification in drinking water using *Glycyrrhiza glabra* and *Arunda donax* as the carbon source, *Process Biochemistry* 41: 1539–1544.
- Ozacar, M. 2003. Adsorption of phosphate from aqueous solution onto alunite, *Chemosphere* 51: 321–327.
- Park, H.-D., *et al.* 2006. Occurrence of ammonia-oxidizing archaea in wastewater treatment plant bioreactors, *Applied and Environmental Microbiology* 72(8): 5643–5647.
- Park, S.-M., *et al.* 2003. Small sewage treatment systems with an anaerobic-anoxic-aerobic combined biofilter, *Water Science and Technology* 48(11–12): 213–220.
- Payraudeau, M., *et al.* 2001. Experience with an up-flow biological aerated filter (BAF) for tertiary treatment: from pilot trials to full scale implementation, *Water Science and Technology* 44(2–3): 63–68.
- Pearce, P. 2001. Discussion of trickling filter mythology, *Journal of Environmental Engineering*: 86–87.
- Pearce, P.; Jarvis, S. 2009. Operational experiences with structured plastic media filters: 10 years on, *Water and Environment Journal*: 1–8.
- Persson, F., *et al.* 2002. Distribution and activity of ammonia oxidizing bacteria in a large full-scale trickling filter, *Water Research* 36: 1439–1448.
- Philip, H.; *et al.* 1994. Septic tank sludges: Accumulation rate and biochemical characteristics, *Water Science and Technology* 28(10): 57–64.
- Prafflin, J. R.; Ziegler, E. N. 2006. *Encyclopedia of Environmental Science and Engineering, Volume 1*. 5th edition. Boca Raton: CRC Press. 1440 p.
- Product Specification of Filtralite Filter Media*. [interaktyvus]. 2012. [žiūrėta 2012 m. balandžio 17 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.filtralite.com/media/92/datasheets/Datablad_Filtralite_P_0-4.pdf>.
- Pujol, R.; Lemmel, H.; Gousailles, M. 1998. A keypoint of nitrification in an upflow biofiltration reactor, *Water Science and Technology* 8(3): 43–49.
- Raj, S. A.; Murthy, D. V. S. 1998. Nitrification of synthetic wastewater in a cross flow medium trickling filter, *Bioprocess Engineering* 19: 149–154.
- Renman, A. 2008. *On-site wastewater treatment – Polonite and other filter materials for removal of metals, nitrogen and phosphorous*. Royal Institute of Technology. 48 p.

Riahi, K.; Mammou, A. B.; Thayer, B. B. 2009. Date-palm fibers media filters as a potential technology for tertiary domestic wastewater treatment, *Journal of Hazardous Materials* 161: 608–613.

Robertson, W. D., *et al.* 2000. Long-term performance of in situ reactive barriers for nitrate remediation, *Ground Water* 38: 689–695.

Robertson, W. D. 2010. Nitrate removal rates in woodchip media of varying age, *Ecological Engineering* 36: 1581–1587.

Robertson, W. D.; Vogan, J. L.; Lombardo, P. S. 2008. Nitrate removal rates in a 15-year-old permeable reactive barrier treating septic system nitrate, *Ground Water Monitoring & Remediation* 28(3): 65–72.

Rolf, F.; Grabowski, F.; Burde, M. 1998. Low cost procedure for nutrient removal in small rural wastewater treatment plants, *Water Science and Technology* 38(3): 179–185.

R 19–00 *Miestų nekanalizuotų gyvenamųjų kvartalų nuotekų tvarkymo rekomendacijos* [interaktyvus]. 2000. [žiūrėta 2012 m. balandžio 2 d.]. Prieiga per internetą: <<http://tar.tic.lt/Default.aspx?id=2&item=results&aktoid=17E5E457-0125-4D87-B2FA-B44C56DC0763>>.

R 22-00 *Nuotekų kaupimo rezervuarų bei septikų įrengimo, eksploatavimo ir kontrolės rekomendacijos*. Vilnius: 2000. 12 p.

Saliling, W. J. B.; Westerman, P. W.; Losordo, T. M. 2007. Wood chips and wheat straw as alternative biofilter media for denitrification reactors treating aquaculture and other wastewaters with high nitrate concentrations, *Aquacultural Engineering* 37: 222–233.

Schipper, L. A., *et al.* 2010. Denitrifying bioreactors – An approach for reducing nitrate loads to receiving waters, *Ecological Engineering* 36: 1532–1543.

Schipper, L. A.; Cameron, S. G.; Warneke, S. 2010. Nitrate removal from three different effluents using large-scale denitrification beds, *Ecological Engineering* 36: 1552–1557.

Seabloom, R. W.; Bounds, T. R.; Loudon, T. L. 2005. *University Curriculum Development for Decentralized Wastewater Management: Septic Tanks*. University of Arkansas: Fayetteville. [žiūrėta 2012 m. balandžio 2 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.onsiteconsortium.org/ed_curriculum/University/IV.%20B.%20Septic%20Tanks/University_Septic_Tanks_Text.pdf>.

Shah, S. B., *et al.* 2002. Cool temperature performance of a wheat straw biofilter for treating dairy wastewater, *Journal of Environmental Science and Health, Part B* 37(5): 493–505.

Shao, L., *et al.* 2009. Rice husk as carbon source and biofilm carrier for water denitrification, *Polish Journal of Environmental Studies* 18(4): 693–699.

Sharvelle, S.; McLamore, E.; Banks, M. K. 2008. Hydrodynamic characteristics in bio-trickling filters as affected by packing material and hydraulic loading rate, *Journal of Environmental Engineering* 134(5): 346–352.

Shoji, T.; Ochi, S.; Ozaki, M. 2008. Characterization of bacterial biofilm communities in tertiary treatment processes for wastewater reclamation and reuse, *Water Science and Technology* 58(5): 1023–1030.

Smith, P. G.; Scott, J. G. 2005. *Dictionary of Water and Waste Management*. 2^d edition. Oxford: Elsevier Butterworth-Heinemann. 486 p.

Soares, M. I. M. 2002. Denitrification of groundwater with elemental sulfur, *Water Research* 36: 1392–1395.

Soares, M. I. M.; Abielovich, A. 1998. Wheat straw as substrate for water denitrification, *Water Research* 32(12): 3790–3794.

Solomon, C., et al. 1998. *Trickling filters: Achieving nitrification* [interaktyvus]. [žiūrėta 2013 m. sausio 15 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.nesc.wvu.edu/pdf/WW/publications/eti/TF_gen.pdf>.

Song, Y.; Hahn, H. H.; Hoffmann, E. 2002. Effects of pH and Ca/P ratio on the precipitation of phosphate, iš H. Hahn; E. Hoffman; H. Odegaard. *Chemical Water and Wastewater Treatment*. London: Publishing Alliance House, 349–362.

Song, Y. H., et al. 2006. Effect of humic substances on the precipitation of calcium phosphate, *Journal of Environmental Sciences* 18(5): 852–857.

Sovik, A. K.; Klove, B. 2005. Phosphorus retention processes in shell sand filter systems treating municipal wastewater, *Ecological Engineering* 25: 168–182.

Strusevičius, Z.; Gasiūnas, V.; Strusevičienė, S. M. 2003. Amonio ir nitritų azoto šalinimas biologiškai valant nuotekas smėlio ir augalų filtrais, *Vandens ūkio inžinerija* 30(50): 36–43.

Strusevičius, Z.; Strusevičienė, S. M. 2003. Fosforo šalinimo iš nuotekų, filtruojamų per mineralų filtrus, bandymai laboratoriniame modelyje, *Vandens ūkio inžinerija* 23(43) – 24(44): 151–156.

Strusevičius, Z.; Strusevičienė, S. M. 2007. Biogeninių teršalų šalinimo efektyvumas valant nuotekas dviejų pakopų smėlio ir augalų filtruose, *Vandens ūkio inžinerija* 32(5): 75–79.

Sustainable sanitation in Eastern and Central Europe – addressing the needs of small and medium-size settlements [interaktyvus]. 2007. [žiūrėta 2014 m. rugsėjo 1 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.gwp.org/Global/GWP-CEE_Files/Regional/Sustainable-sanitation-EN.pdf>.

Tanaka, Y., et al. 2007. Autotrophic denitrification and chemical phosphate removal of agro-industrial wastewater by filtration with granular medium, *Bioresource Technology* 98: 787–791.

Tarre, S.; Green, M. 2004. High-rate nitrification at low pH in suspended- and attached-biomass reactors. *Applied and Environmental Microbiology* 70(11): 6481–6487.

Tchobanoglous, G. 2003. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*. 4th edition. Boston: McGraw-Hill. 1818 p.

Tsui, L.; Krapac, I. G.; Roy, W. R. 2007. The feasibility of applying immature yard-waste compost to remove nitrate from agricultural drainage effluents: A preliminary assessment, *Journal of Hazardous Material* 44: 585–589.

U.S. Environmental Protection Agency. 2002. *Onsite Wastewater Treatment Systems Manual* [interaktyvus]. [žiūrėta 2012 m. balandžio 17 d.]. Prieiga per internetą: <<http://www.scribd.com/doc/34704432/Onsite-Wastewater-Treatment-Systems-Manual-USEPA>>.

U.S. Environmental Protection Agency. 2008. *Septic Systems Fact Sheet*. [interaktyvus]. [žiūrėta 2012 m. balandžio 2 d.]. Prieiga per internetą: <http://www.epa.gov/owm/septic/pubs/septic_systems_factsheet.pdf>.

Valstybinė kainų ir energetikos kontrolės komisija. 2014. *Geriamojo vandens tiekimo ir nuotekų tvarkymo paslaugų teikimo įmonių veiklos ir situacijos, įgyvendinus Europos Sąjungos fondų, Lietuvos Respublikos valstybės ir savivaldybių biudžetų lėšomis finansuojamus investicinius projektus, apžvalga* [interaktyvus]. [žiūrėta 2014 m. birželio 12 d.]. Prieiga per internetą: <<http://www.regula.lt/SiteAssets/naujienu-medziaga/2014-02-17/vandens-sektorius-apzvalga.pdf>>.

Vandenių departamento 2010 m. veiklos rezultatai ir 2011–2012 m. prioritetai [interaktyvus]. 2011. [žiūrėta 2011 m. gegužės 1 d.]. Prieiga per internetą: <<http://www.am.lt/VI/files/0.9366247001295514860.pdf>>.

Van der Akker, B., *et al.* 2008. Application of high rate nitrifying trickling filters for potable water treatment, *Water Research* 42: 4514–4524.

Van der Akker, B., *et al.* 2010. Application of high rate nitrifying trickling filters to remove low concentrations of ammonia from reclaimed municipal wastewater, *Water Science and Technology* 61(10): 2425–2432.

Van der Akker, B., *et al.* 2010. The impact of organic carbon on the performance of a high rate nitrifying trickling filter designed to pre-treat potable water, *Water Science and Technology* 61(7): 1875–1883.

Van der Houwen, J. A.; Valsami-Jones, E. 2010. The application of calcium phosphate precipitation chemistry to phosphorus recovery: The influence of organic ligands, *Environmental Technology* 22(11): 1325–1335.

Vanhooren, H.; De Pauw, D.; Vanrolleghem, P. A. 2003. Induction of denitrification in a pilot-scale trickling filter by adding nitrate at high loading rate, *Water Science and Technology* 47(11): 61–68.

Verma, M., *et al.* 2006. Aerobic biofiltration processes – Advances in wastewater treatment, *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 10(4): 364–276.

Vohla, C., *et al.* 2009. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands – A review, *Ecological Engineering* 37(1): 70–89.

Volokita, M., *et al.* 1996. Biological denitrification of drinking water using newspaper, *Water Research* 30: 965–971.

- Volokita, M., *et al.* 1996. Denitrification of groundwater using cotton as energy source, *Water Science and Technology* 34(1–2): 379–385.
- Warneke, S., *et al.* 2011. Nitrate removal, communities of denitrifiers and adverse effects in different carbon substrates for use in denitrification beds, *Water Research* 45: 5463–5475.
- Wells, G. F., *et al.* 2009. Ammonia-oxidizing communities in a highly aerated full-scale activated sludge bioreactor: betaproteobacterial dynamics and low relative abundance of *Crenarchaea*, *Environmental Microbiology* 11(9): 2310–2328.
- Wik, T. 2003. Trickling filters and biofilm reactor modelling, *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2(2–4): 193–212.
- Wium-Andersen, T., *et al.* 2012. Sorption media for stormwater treatment – A laboratory evaluation of five low-cost media for their ability to remove metals and phosphorus from artificial stormwater, *Water Environment Research* 84(7): 605–616.
- Yamashita, T.; Yamamoto-Ikemoto, R. 2005. Role of sulfate reduction and sulfur oxidation bacteria on denitrification using disposable chopsticks as the organic carbon source, *Environmental Engineering Research* 42: 581–590.
- Zhang, T., *et al.* 2011. Ammonia-oxidizing archaea and ammonia-oxidizing bacteria in six full-scale wastewater treatment bioreactors, *Environmental Biotechnology* 91: 1215–1225.
- Zhu, T. 1998. *Phosphorus and nitrogen removal in light-weight aggregate (LWA) constructed wetlands and intermittent filter systems: PhD Thesis*. Agricultural University of Norway.

Autoriaus mokslinių publikacijų disertacijos tema sąrašas

Straipsniai recenzuojamuose mokslo žurnaluose

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Dauknys, R. 2011a. Septiko veikimo šalinant skendinčiąsias ir organines medžiagas analizė, *Mokslas – Lietuvos ateitis* 3(5): 112–117. (Index Copernicus)

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Dauknys, R. 2012a. Nuotekų išbuvimo trukmės įtakos septiko darbui tyrimai, *Vandens ūkio inžinerija* 40(60): 94–102. (CAD International)

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Dauknys, R. 2014a. Designing and testing a septic tank for a single household, *Environmental Engineering and Management Journal* 13(3): 743–750. (ISI Web of Science) IF = 1,258 (2013)

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Vollertsen, J.; Nielsen, A.H. 2014b. Retainment of the antimicrobial agent triclosan in a septic tank, *Water Science & Technology* 70(4): 486–592. (ISI Web of Science) IF = 1,212 (2013)

Straipsniai kituose leidiniuose

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Dauknys, R. 2011b. Start-up of trickling filters using novel filter medium under low temperature conditions, in *The 8th International Conference “Environmental Engineering”: Selected Papers (19–20 May 2011, Vilnius, Lithuania)* 2: 578–583. (Conference Proceedings Citation Index)

Kirjanova, A.; Rimeika, M. 2011. Skandinavinių ir organinių medžiagų septykto šalinimas, iš *Pastatų inžinerinės sistemos: 14-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios 2011 m. balandžio 14–15 d. Vilniuje, pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 46–50.

Kirjanova, A.; Dauknyš, R.; Rimeika, M. 2012b. Low-cost wastewater treatment system with nutrient removal for decentralized wastewater treatment, in *The 14th International Conference of Postgraduate Students „Juniorstav 2012“ Papers [elektroninis išteklius]* (26 January 2012, Brno, Czech Republic): 1–9.

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Zopelytė, K. 2012c. Lab-scale column study on phosphorus removal from synthetic wastewater by Filtralite P and iron filings, in *The 8th International Conference „Linnaeus ECO-TECH 2012“ Papers [elektroninis išteklius]* (26–28 November 2012, Kalmar, Sweden): 436–448.

Strazdauskas, K.; Kirjanova, A.; Rimeika, M. 2012. Biofiltracijos procesų taikymo nuotekų valymui tyrimai, iš *Pastatų inžinerinės sistemos: 15-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios 2012 m. balandžio 12–13 d. Vilniuje, pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 125–129.

Zopelytė, K.; Rimeika, M.; Kirjanova, A. 2012. Nuotekų tretinio valymo įrenginių darbo efektyvumo tyrimai, iš *Pastatų inžinerinės sistemos: 15-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios 2012 m. balandžio 12–13 d. Vilniuje, pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 163–167.

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Strazdauskas, K. 2013. Vienalaikio amonio ir organinių medžiagų šalinimo iš nuotekų laistomuosiuose filtruose su akmens vatos laikmeniu tyrimai, iš *Pastatų inžinerinės sistemos: 16-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios 2013 m. balandžio 25–26 d. Vilniuje, pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 99–106.

Jakubėnas, A.; Dauknyš, R.; Kirjanova, A. 2014. Fosfatų šalinimo iš nuotekų, panaudojant metalo drožles, tyrimai, iš *Pastatų inžinerinės sistemos: 17-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios 2014 m. balandžio 11–12 d. Vilniuje, pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 26–31.

Mankauskaitė, A.; Kirjanova, A.; Rimeika, M. 2014. Nitratų šalinimo iš nuotekų, panaudojant pušies drožles, tyrimai, iš *Pastatų inžinerinės sistemos: 17-osios jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, įvykusios 2014 m. balandžio 11–12 d. Vilniuje, pranešimų medžiaga. Vilnius: Technika, 61–65.

Kirjanova, A.; Rimeika, M.; Dauknyš, R. 2014c. Pilot-scale trials of stone wool substrate media filters as a potential technology for tertiary domestic wastewater treatment, in *The 9th International Conference “Environmental Engineering”: Selected Papers [elektroninis išteklius]* (22–23 May 2014, Vilnius, Lithuania): 1–7.

Summary in English

Introduction

Problem formulation

All individual wastewater treatment systems can be divided into natural and package. However, both types have their specific weaknesses. Spatial requirements of natural wastewater treatment systems are high, while the removal of nitrogen and phosphorus compounds is limited. The maintenance of package systems, due to the applied technological decisions, may be complicated and expensive, thus making these systems unattractive to a potential customer. Activated sludge systems are the most popular amongst package wastewater treatment systems. However, they are sensitive to influent wastewater amount and composition fluctuations and have high maintenance costs due to forced aeration and regular excess sludge removal. Besides, due to the mechanical equipment and complexity of the treatment process, regular maintenance of these systems is required.

The drawbacks of the existing individual wastewater treatment systems mentioned above forces one to look for improved wastewater treatment technologies that could guarantee the quality of treated wastewater as regulated by the law, would be environmentally- and customer-friendly, easily maintained and as cheap and compact as possible.

Relevance of the thesis

There is a large number of households in many countries around the world that are not connected to a centralized sewerage system. This problem is particularly relevant in developing countries, where up to 25 % of urban population and even 82 % of rural population lack access to sanitation services (Massoud *et al.* 2009, Mbuligwe 2005). In developed countries decentralized wastewater management also plays an important role. For example, in 2007 20 % of households in the USA were served by decentralized wastewater treatment systems (U.S. Environmental Protection Agency 2008). In Central and Eastern Europe from 20 % (Czech Republic) to 79 % (Romania) of the population are not connected to centralized sewer systems (Sustainable Sanitation... 2007).

Most of the residents that are not connected to centralized sewer systems use pit latrines or septic tanks. In 2010 20 % of residents of Lithuania used pit latrines, 1.2 % used septic tanks and only 0.4 % had individual wastewater treatment units (Vandenų departamentas... 2011). Therefore, there is a large number of people worldwide who discharge their excreta or insufficiently treated wastewater directly to the environment. When discharged to a surface water body, it may cause eutrophication, while when infiltrated into the soil, it may pollute groundwater.

In order to protect the environment, residents that are not connected to centralized sewer systems should install individual wastewater treatment systems. However, as it was mentioned above, these systems have some weaknesses. Therefore, within the scope of this dissertation an alternative effective, economical and easily maintained technology of individual domestic wastewater treatment has been created.

Research object

The research object of the thesis is the technology for individual domestic wastewater treatment.

Aim of the thesis

The aim of the thesis was to create an economical, easily maintained and effective technology for individual domestic wastewater treatment.

Objectives of the thesis

In order to achieve the aim of the thesis the following objectives should be addressed:

1. To define optimal hydraulic retention time in a septic tank.
2. To examine the potential of stone wool substrate to be used in wastewater treatment.
3. To examine the potential of wood chippings to be used in post-denitrification process.
4. To examine the potential of iron filings and *Filtralite P* sorbent to be used in the removal of phosphorus from wastewater.
5. To determine the main parameters of the individual wastewater treatment technology to be created.
6. To design and test a new individual wastewater treatment technology.

Research methodology

The main method used in the thesis was experimental research carried out in different set-ups under both laboratory and field conditions. The concentration of chemical pollutants in wastewater was determined on the basis of standard methods.

Scientific novelty of the thesis

1. According to the experimental research, stone wool may be used as a packing for a trickling filter for wastewater treatment.
2. According to the experimental research, iron filings may be used for phosphate removal from wastewater.
3. An alternative individual domestic wastewater treatment technology that consists of a septic tank, trickling filter with a stone wool packing, a denitrification tank with wood chippings and an iron filings filter and is intended for the removal of suspended, organic and biogenic substances from wastewater was created and tested.

Practical value of the research findings

The created wastewater treatment technology constituted by a septic tank, trickling filter with a stone wool packing, denitrification tank with wood chippings and iron filings filter can be applied for individual treatment of domestic wastewater in removing suspended solids, organic matter and biogenic substances. Created technology is applicable for wastewater treatment in various countries whose climatic conditions and requirements for the quality of treated wastewater are similar to Lithuanian.

Defended statements

1. Removal of suspended solids and organic matter in a circular three chamber septic tank depends on hydraulic retention time and is most efficient (SS – 71 %, BOD₇ – 50 %) when hydraulic retention time is three days.
2. Trickling filters with stone wool packing can be used for the removal of suspended solids, organic matter and ammonium from wastewater in the secondary and tertiary treatment steps. When treating wastewater by means of this filter, the forced aeration, wastewater recirculation as well as settling of wastewater treated are not necessary.
3. Denitrification tank with submerged wood chippings can be used for the post-denitrification process when little organic materials needed for the denitrifying bacteria are left in wastewater.
4. The created wastewater treatment technology constituted by a septic tank, trickling filter with a stone wool packing, denitrification tank with wood chippings and iron filings filter can remove up to 99 % of BOD₅, 99 % of SS, 62 % of N-total and 41 % of P-total from wastewater.

Structure of the thesis

The thesis consists of the general characteristics of the dissertation: an introduction, three chapters, general conclusions and recommendations, list of literature, list of publications and annexes. The total scope of the dissertation – 165 pages, 48 pictures, 22 tables and 6 annexes.

Approval of the research findings

Fourteen articles on the topic of the dissertation have been published: two in scientific journals referred in the ISI Web of Science database (Kirjanova *et al.* 2014a,b), two in scientific journals referred in other databases (Kirjanova *et al.* 2011a, 2012a), four in international conference proceedings (Kirjanova *et al.* 2011b, 2012b,c, 2014c), six in national conference proceedings (Jakubėnas *et al.* 2014, Kirjanova *et al.* 2013, Kirjanova and Rimeika 2011, Mankauskaitė *et al.* 2014, Strazdauskas *et al.* 2012, Zopelytė *et al.* 2012). On the topic of the dissertation four presentations at international and six at national scientific conferences were given.

1. Alternative technologies for individual domestic wastewater treatment

The first chapter is assigned for the review of scientific literature. Firstly, the analysis of small-scale wastewater treatment technologies used in Lithuania and worldwide is presented here. Secondly, the review of alternative technologies that could be used for individual domestic wastewater treatment is given. Biofilm reactors, their classification and advantages are presented. Amongst biofilm reactors, trickling filters, their classification and packings used are described. Denitrification process in denitrifying bioreactors with various organic substrates and factors affecting this process are presented. Phosphorus removal using various sorbents including man-made *Filtralite P* and different iron-rich materials is examined. Finally, tertiary treatment of wastewater by filtration and the use of trickling filter as an option for tertiary wastewater treatment are described here.

2. Domestic wastewater treatment technologies research methodologies

This chapter provides the methodologies for the lab-scale and field-scale experiments: experimental set-ups, media used, course of the experiments, statistical analysis methods are described and composition of wastewater fed to the set-ups are presented. Finally, it provides the methodology for the trials of the technology for individual domestic wastewater treatment which has been created with reference to the experiments mentioned above.

During lab-scale experiments, the suitability of stone wool cubes of two sizes (2×2×2 cm cubes of stone wool substrate for container plant cultivation *Growcube* and

3×3×3 cm cubes made in the laboratory from stone wool wall slabs *Paroc WAS 35*) for biological wastewater treatment in trickling filters when removing organic materials and ammonium from wastewater was analyzed. The suitability of *Filtralite P* sorbent and iron filings for the removal of orthophosphates from wastewater has also been examined. Both experiments were carried out in the laboratory of the Department of Water Management of Vilnius Gediminas Technical University. In both cases the experimental set-up consisted of two filters of identical construction containing different filter media; in the case of the stone wool experiment, the filter diameter was 10 cm and the media high was 120 cm, while in the case of the *Filtralite P* and iron filings experiment, the filter diameter was 5 cm and the media height was 90 cm. In the course of both experiments, synthetic wastewater was supplied to the set-ups. Synthetic wastewater was prepared by adding adequate amount of various chemicals into tap water. In the case of the stone wool experiment, tap water was dosed with peptone, yeast extract, sodium acetate CH_3COONa , potato starch, skimmed milk powder, ammonium chloride NH_4Cl , magnesium hydrophosphate $\text{MgHPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ and potassium phosphate KH_2PO_4 , while in the case of the *Filtralite P* and iron filings experiment, tap water was dosed with potassium phosphate KH_2PO_4 . In the course of both experiments, grab samples of influent and effluent wastewater as well as wastewater samples from interjacent sampling points were taken. In the case of the stone wool experiment, the concentrations of 7-day biochemical oxygen demand (BOD_7), nitrogen compounds (ammonium nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitrate nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$) and nitrite nitrogen ($\text{NO}_2\text{-N}$) and dissolved oxygen (O_2) as well as pH were determined. In the case of the *Filtralite P* and iron filings experiment the concentrations of orthophosphates ($\text{PO}_4\text{-P}$) and O_2 as well as pH were determined. The wastewater and ambient temperatures were also measured.

The field-scale experiments of primary, secondary and tertiary wastewater treatment were carried out in Wastewater treatment plant's laboratory of the Construction Production Certification Centre in Maišiagala (Lithuania) at 6.1–16.2 °C influent wastewater temperature. The duration of the experiments was 430 days. The purpose of the experiments was to determine the optimal conditions for the removal of the pollutants in primary, secondary and tertiary wastewater treatment stages.

During the primary wastewater treatment experiment, the performance of a circular three-chamber septic tank was investigated. During the secondary wastewater treatment experiment, the use of different materials (stone wool substrate for container plant cultivation *Growcube* in 2×2×2 cm cubes (hereafter – stone wool) for the removal of suspended solids, organic matter and ammonium, wood chippings for the removal of nitrates, iron filings and *Filtralite P* sorbent for the removal of orthophosphates) for the secondary wastewater treatment was investigated in three filters of different diameters (0.6, 0.8 and 1.0 m). Here the experiment was carried out by using three variations of filters' fillings (conditionally called first, second and third fillings): filters were filled with the first filling (stone wool, gravel, sand) and its experiment lasted some time until the first filling was replaced by the second filling (stone wool, iron filings, submerged/unsubmerged wood chippings) and the experiments were repeated. Finally, the third filling (stone wool, submerged wood chippings, *Filtralite P*) was tested. During the tertiary wastewater treatment experiment, the use of stone wool in 2×2×2 cm cubes for the tertiary wastewater treatment was analyzed in three unsubmerged filters (i. e. operat-

ing as trickling filters) of the same diameters (0.5 m) but of different height (1.0, 1.5 and 2.0 m). Here the stone wool packing was not replaced in the course of the experiment. During the experiments, untreated wastewater from Maišiagala town was supplied into the set-up. Firstly, wastewater was fed into the tested septic tank, after that wastewater from the septic tank was fed to the filters for the secondary treatment and finally wastewater from the secondary treatment filters flowed to the tertiary treatment filters. In order to determine the impact of different loadings on the performance of the septic tank and the filters, the flow of three different values was supplied to the set-up (0.25, 0.50 and 0.75 m³/d which is equivalent to the average daily volume of wastewater generated by 2, 4 and 6 persons accordingly). Flow rate distribution over the day was selected to simulate the conditions of water use in a household according to LST EN 12566-3+A1:2009. The inoculation of the filters was carried out naturally, by feeding wastewater to the filters. In wastewater samples the concentrations of suspended solids (SS), BOD₇, chemical oxygen demand (COD), Kjeldahl nitrogen (N-Kjeldahl), NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, total phosphorus (P-total), PO₄-P and pH were determined. Organic nitrogen (N-org) concentration in wastewater was determined by subtracting NH₄-N concentration from N-Kjeldahl concentration, while the amount of organic phosphorus (P-org) and polyphosphates (poli-PO₄-P) concentrations was determined by subtracting PO₄-P concentration from P-total concentration. N-total concentration was calculated by adding together N-Kjeldahl, NO₂-N and NO₃-N concentrations.

A wastewater treatment technology for individual domestic wastewater treatment was created on the basis of the results of previous lab-scale and field-scale experiments. In order to test the newly-developed technology, a wastewater treatment unit for a household of four residents (nominal flow – 0.6 m³/d) was designed on the basis of the developed technology (figure S7) and its efficiency trial was carried out. The trial was carried out according to LST EN 12566-3:2006+A1:2009 under field conditions in Wastewater treatment plant's laboratory of the Construction Production Certification Centre in Maišiagala (Lithuania) at -15–25 °C ambient temperature. The duration of the trial was 359 days. During the trial, untreated wastewater from Maišiagala town was supplied to the wastewater treatment unit. In order to determine the pollutant removal efficiency of the unit, the samples of influent and effluent wastewater were collected. In order to determine the pollutant removal efficiency of the septic tank and of separate elements of the biofilter, wastewater samples were also taken from interjacent sampling points. The concentrations of SS, BOD₇, COD, N-Kjeldahl, NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, PO₄-P, P-total and O₂ as well as pH were determined. The wastewater and ambient temperatures were also measured.

3. Domestic wastewater treatment technologies experimental results

The third chapter provides the results of the lab-scale and field-scale experiments on the suitability of various media for individual domestic wastewater treatment. It also presents the results of the trial of the wastewater treatment unit that was designed and fabri-

cated on the grounds of the created individual domestic wastewater treatment technology.

During the lab-scale experiment of stone wool, the efficiency of BOD₇ removal in the filter with *Growcube* stone wool reached 97±3 %, while in the filter with *Paroc WAS 35* stone wool it reached 98±1 %. The efficiency of nitrification was 63±10 % in the filter with *Growcube* stone wool and 63±11 % in the filter with *Paroc WAS 35* stone wool. Therefore, both types of stone wool are suitable for biological wastewater treatment in trickling filters when removing organic matter and ammonium from wastewater. On the other hand, *Growcube* might be considered a better choice as it is commercially available in cubes of appropriate size and its long-term water absorption is almost twice bigger than that of *Paroc WAS 35*; therefore, a trickling filter with this packing could be kept without wastewater supply for a longer period of time and this would not have any negative impact on the biofilm attached to the packing.

During the lab-scale *Filtralite P* experiment, initially PO₄-P concentration in the effluent of the filters with both unsubmerged and submerged *Filtralite P* was low. In both cases PO₄-P concentration in the effluent increased gradually with time until it became equal to PO₄-P concentration in the influent. Besides gradual PO₄-P removal efficiency decline in the filters with *Filtralite P*, pH value in the effluent of these filters also decreased over time which was probably a consequence of the loss of PO₄-P binding calcium ions. In both cases initial pH value in the effluent was 9.8, however it decreased gradually to 7.6 in the case of the unsubmerged *Filtralite P* and 8.4 in the case of the submerged *Filtralite P*. Correlation between *Filtralite P* PO₄-P removal efficiency and the effluent pH was observed during the experiments: PO₄-P removal efficiency was higher than 90 % when the effluent pH exceeded 9.5.

On the other hand, PO₄-P removal in the filter with iron filings was stable during the experiment and its efficiency ranged from 60 to 95 %. The average PO₄-P removal efficiency of the iron filings throughout the experiment was 69±16 %.

During the lab-scale experiment, the submerged *Filtralite P* sorbed almost double amount of PO₄-P (1.67 g PO₄-P/kg filter material) compared to the unsubmerged *Filtralite P* (0.88 g PO₄-P/kg filter material). At the end of the experiment, the iron filings removed 2.25 g PO₄-P/kg filter material, which is 1.4 times more than in the case of the submerged *Filtralite P*. When evaluating the amount of removed PO₄-P per volume of filter material, the iron filings have removed 3.3 times larger amount of PO₄-P than the submerged *Filtralite P*. Accordingly, three times less filter material is needed to remove the same phosphorus amount, which is an important advantage, because this kind of wastewater treatment system requires less space. Besides, it should be also taken into account that PO₄-P removal potential of the iron filings was not exhausted entirely during the experiment, thus, it can be assumed that they are able to remove even more phosphorus.

During the field-scale experiments, the flow of three different values was supplied to the septic tank and therefore three values of the hydraulic retention time were obtained. It can be seen from figure S1 that in the case of a longer retention time the pollutants were removed more effectively. Suspended solids and organic matter were removed most efficiently in the case when hydraulic retention time in the septic tank was three days (SS – 71 %, BOD₇ – 50 %).

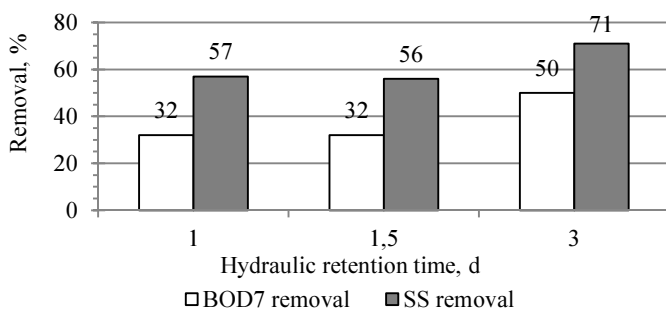


Fig. S1. Dependence of suspended solids and BOD₇ removal efficiency on hydraulic retention time in a septic tank

During the field-scale experiments, the removal of both suspended solids and organic matter in trickling filters with the stone wool substrate *Growcube* (hereafter – stone wool) packing for the secondary wastewater treatment was successful despite considerable fluctuations of the influent concentrations of these pollutants. At 50–3086 mg/l influent SS concentration, the efficiency of SS removal in the filters was higher than 88 % while effluent SS concentrations ranged from 2.1 to 8.5 mg/l. At 41–559 mg/l influent BOD₇ concentration, the efficiency of BOD₇ removal was higher than 81 % while effluent BOD₇ concentration was 3–18 mg/l.

NH₄-N removal efficiency in these filters depended negatively on volumetric ammonium loading (figure S2) and surface hydraulic loading of the filters (figure S3).

At 15.4–20.5 °C influent wastewater temperature, NH₄-N removal efficiency was higher than 80 % when:

- surface hydraulic loading was $\leq 1 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$;
- volumetric ammonium loading was $\leq 57 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3 \text{ stone wool}/\text{d}$.

At 6.0–9.4 °C influent wastewater temperature, NH₄-N removal efficiency was higher than 80 % when:

- surface hydraulic loading was $\leq 0.5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{d}$;
- volumetric ammonium loading was $\leq 49 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^3 \text{ stone wool}/\text{d}$.

Thus, in order to achieve the same NH₄-N removal efficiency, in the case of lower temperature the loadings have to be smaller than in the case of higher temperature. This can be explained by the negative influence of low temperature on the nitrification process.

According to the literature, nitrification process in a trickling filter for simultaneous organic matter and ammonium removal depends on volumetric organic loading, but not on volumetric ammonium loading. By contrast, during the field-scale experiment of trickling filters with stone wool packing, ammonium removal depended on volumetric ammonium loading and did not depend on volumetric organic loading. This can be explained by stone wool fibrous structure and its extremely high specific surface area compared to stone or plastic trickling filter packings. Contrary to conventional trickling filters, where the top of the packing is populated with more competitive heterotrophic

bacteria and autotrophic nitrifying bacteria occupy the lower part of the filter, here due to the high specific surface area heterotrophic and nitrifying bacteria can coexist in the whole volume of the filter. The coexistence of these bacteria in the biofilm from the upper layer of a trickling filter may be also proved by the lab-scale experiment of trickling filters with stone wool packing during which 98 % of the removed BOD₇ amount and 92 % of the removed NH₄-N amount were oxidized in the upper layer of the tested trickling filters. Besides, the coexistence of heterotrophic and autotrophic nitrifying bacteria was detected in a full-scale trickling filter for simultaneous organic matter and ammonium removal by other authors (Evans *et al.* 2004).

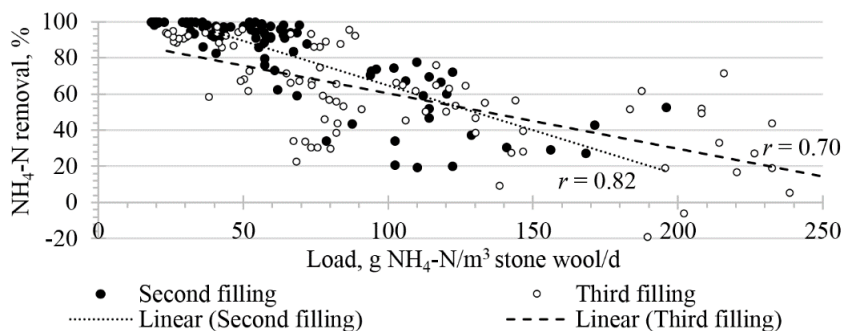


Fig. S2. NH₄-N removal dependence on NH₄-N volumetric loading

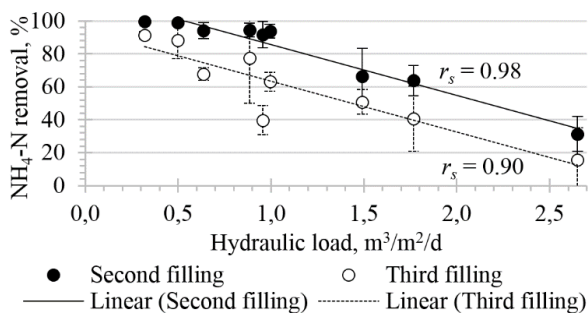


Fig. S3. NH₄-N removal dependence on surface hydraulic loading

During the field-scale experiments, denitrification efficiency of the filters with submerged wood chippings ranged from 67 to 100%, while that of the ones with unsubmerged wood chippings was lower and ranged from 27 to 95%. Lower denitrification efficiency of the filters with submerged wood chippings might be related with the fact that smaller amounts of organic carbon necessary to denitrifying bacteria were washed out of the chippings. During the experiments, denitrification efficiency did not depend on the volumetric nitrite and nitrate loading but was dependent on the concentration of organic matter in the effluent (figure S4): when the concentration of organic matter was increasing, denitrification efficiency was also growing.

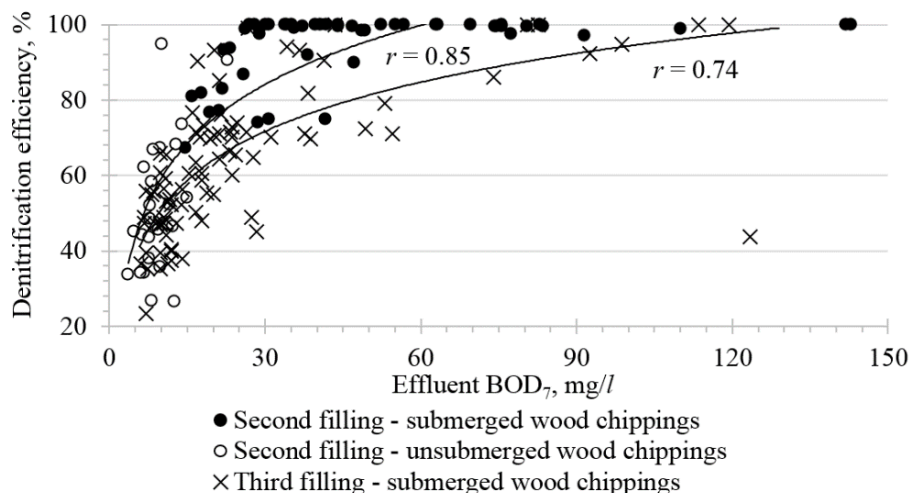


Fig. S4. Denitrification efficiency dependence on BOD₇ concentration in the effluent of the filters

During the field-scale experiments of iron filings, the efficiency of PO₄-P removal was not high and its average values ranged from 5 to 43 %. It is notably less as compared to the results of the lab-scale experiments where the filters with iron filings reached 60–95 % PO₄-P removal efficiency. However, it is worth mentioning that small amount of iron filings (28–40 l) was added to the filters during the field-scale experiment and having placed a larger amount of iron filings into the filters, the efficiency of orthophosphates removal would definitely be considerably higher.

Both during the lab-scale and field-scale experiments, PO₄-P removal in *Filtralite P* layer was deteriorating over time because calcium ions needed for binding PO₄-P were washed out of *Filtralite P* sorbent. During the field-scale experiments, a strong positive linear correlation ($r = 0.82$) between effluent pH and PO₄-P removal efficiency was determined: when effluent pH was higher than 8.3, the efficiency of PO₄-P removal was higher than 60 %.

During the field-scale experiments of trickling filters with stone wool packing for tertiary wastewater treatment, mean SS removal efficiency was in the range of 50–69 % and mean BOD₇ removal efficiency – in the range of 61–84 % independently of wastewater temperature and both hydraulic and organic loadings. On the other hand, similarly to trickling filters for secondary wastewater treatment, NH₄-N removal efficiency in the filters was mostly dependent on volumetric ammonium loading (figure S5) and was higher than 90 %, when volumetric ammonium loading did not exceed 24 g NH₄-N/m³ stone wool/d. During the experiment, the tested filters acted as tertiary nitrification trickling filters, despite the fact that organic matter concentration in influent wastewater was higher than it supposed to be for this type of trickling filters. Similarly to trickling filters for secondary wastewater treatment, this can be explained by stone wool fibrous structure and its

extremely high specific surface area which allowed heterotrophic and nitrifying bacteria to coexist in the whole volume of the filter.

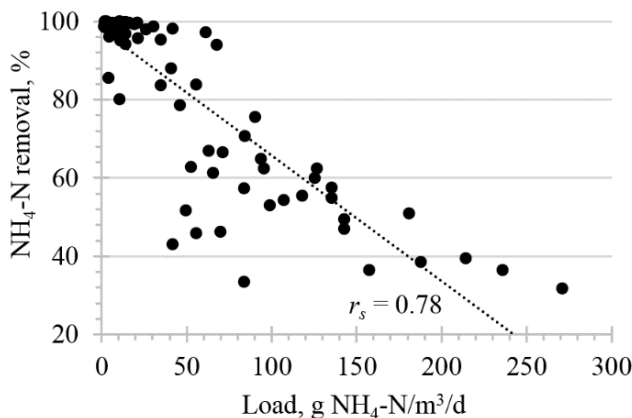


Fig. S5. NH₄-N removal dependence on NH₄-N volumetric loading

A wastewater treatment technology for individual domestic wastewater treatment (figure S6) was developed on the basis of the results of lab-scale and field-scale experiments and it consists of the following elements:

- A circular three-chamber septic tank for the primary wastewater treatment.
- A trickling filter with the stone wool packing for the removal of suspended solids, organic pollutants and ammonium for the secondary and tertiary wastewater treatment.
- A layer of submerged wood chippings for the post-denitrification process.
- A layer of unsubmerged iron filings for the removal of orthophosphates.

Aerobic conditions in the trickling filters for the secondary and tertiary treatment as well as in the iron filings layer are ensured by installing the intermediate layers of chopped drainage pipes which are supplied with air by means of natural ventilation.

In order to test the newly-developed technology, a wastewater treatment unit for a household of four residents (nominal flow – 0.6 m³/d) was designed on the basis of the developed technology (figure S6) and its efficiency trial was carried out. The generalized results of the wastewater treatment unit trial when 0.6 m³/d nominal wastewater flow was supplied are presented in table S1 and the removal of pollutants in separate sections of the unit is illustrated in table S2. As it is seen from table S1, the removal of suspended solids, organic matter and NH₄-N was carried out successfully and the average removal efficiency of these pollutants exceeded 95 %. On the other hand, the average removal efficiency of N-total and P-total did not exceed 50 %.

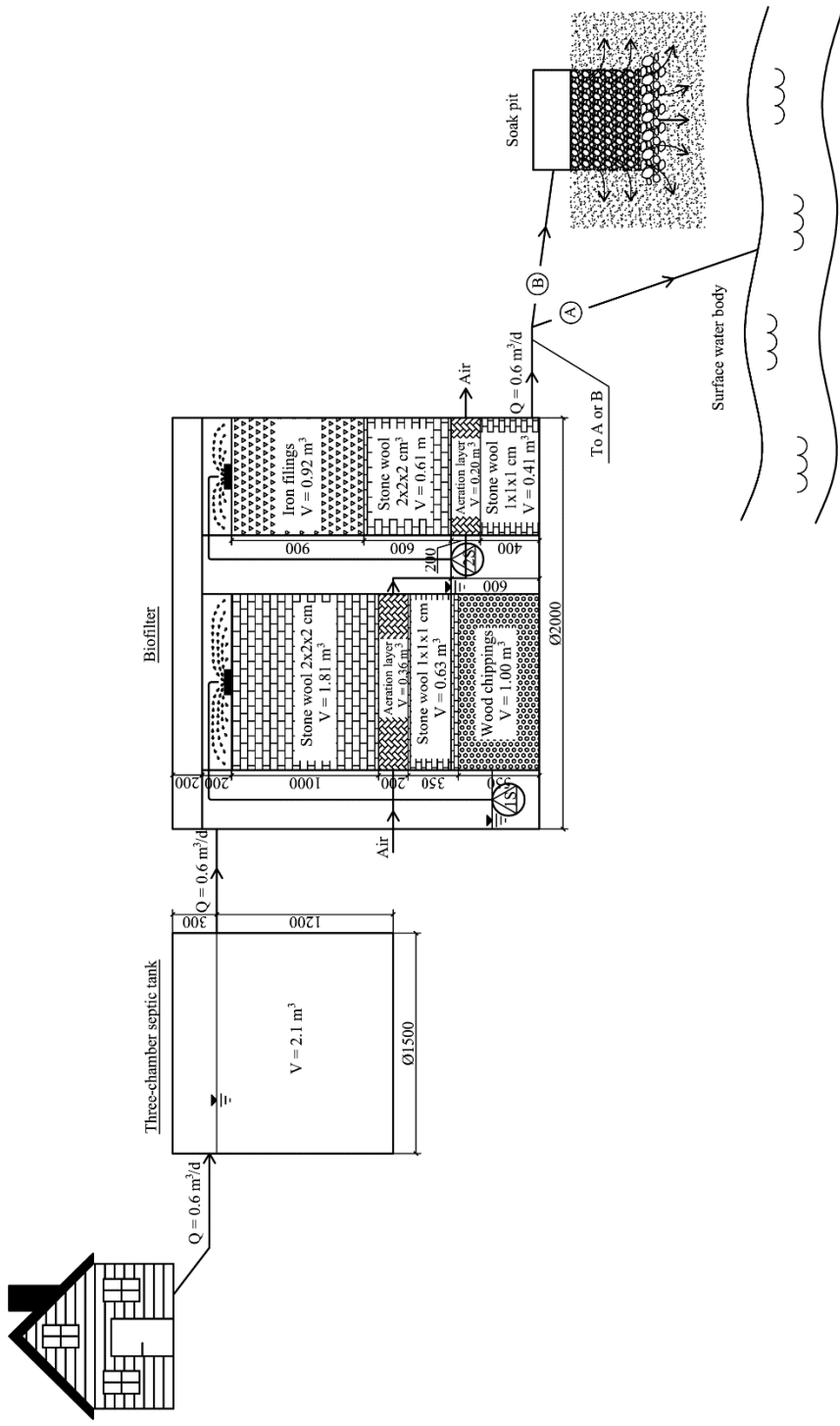


Fig. S6. The schematic diagram of the designed individual wastewater treatment plant: 1S, 2S – pumps, A – discharge to surface water body, B – infiltration into the soil

Table S1. Pollutant removal in the designed individual wastewater treatment unit feeding 0.6 m³/d wastewater flow rate

	SS	BOD ₅	COD	NH ₄ -N	N-org	N-total*	P-total
C _{in} , mg/l	378±161	361±125	815±276	62±14	25±16	88±25	8.8±3.1
C _{out} , mg/l	1.8±0.6	2.1±1.0	30±13	0.4±0.5	2.7±2.7	44±17	4.7±0.9
E, %	100±0.2	99±0.4	96±3	99±0.8	84±18	46±25	41±18
<i>n</i>	24					20	24

* Average annual N-total removal efficiency was 62±23 %, N-total concentration in the effluent was 35±20 mg/l.

Table S2. Pollutant removal in the separate sections of the created wastewater treatment unit feeding 0.6 m³/d wastewater flow rate

Wastewater treatment sections	Pollutant	C _{in} , mg/l	C _{out} , mg/l	E, %	<i>n</i>
Septic tank	SS	294±120	63±37	77±13	21
	COD	599±169	317±66	45±13	31
	NH ₄ -N	60±14	64±12	-9±15	29
	PO ₄ -P	7.4±1.7	9.5±1.5	-31±18	30
Stone wool layer for secondary wastewater treatment	NH ₄ -N	64±12	11±7	82±11	30
	PO ₄ -P	9.3±1.8	7.3±1.3	21±12	30
Wood chippings layer	NO ₂ -N + NO ₃ -N	52±14	14±9	74±14	27
	COD	-	123±44	-	27
Iron filings layer	PO ₄ -P	7.3±1.3	6.1±1.3	16±12	29
Stone wool layer for tertiary wastewater treatment	COD	118±43	49±14	55±16	29
	NH ₄ -N	11±7	1.4±2.7	85±28	29

NH₄-N removal in the stone wool layer for the secondary wastewater treatment deteriorated over time due to the decreasing wastewater temperature. It is seen from figure S7 that when the effluent wastewater temperature was higher than 12 °C, the efficiency of NH₄-N removal exceeded 90 %. During the tests, the actual loadings of the stone wool layer (0.5 m³/m²/d, 10–24 g NH₄-N/m³ stone wool/d, 48–111 g COD/m³ stone wool/d) were considerably lower than it is needed for efficient nitrification at a low wastewater temperature; however, nitrification was not as efficient as it was expected on the basis of the field-scale experiments. It shall be noted that during the designed wastewater treatment unit trial, neither the septic tank nor the biofilter were buried in the ground. During the trial, they were placed in a rectangular reinforced concrete reservoir and insulated with the bags with expanded clay. Apparently, such an insulation was not sufficient during cold weather and resulted in heat losses that reached 5.6 °C on certain days, while the effluent temperature was as low as 2.3 °C. It is unlikely that in a real wastewater treatment unit that is properly insulated and located near

wastewater generation point the wastewater temperature would reach such low values. Therefore, nitrification process under actual conditions should be more effective.

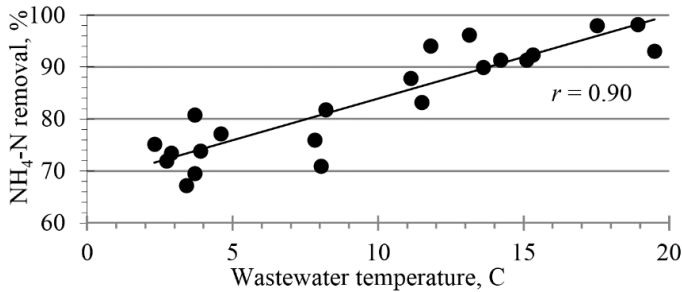


Fig. S7. NH₄-N removal dependence on wastewater temperature in the stone wool filling for secondary wastewater treatment

Ammonium that was not nitrified in the stone wool layer for the secondary wastewater treatment, further entered the stone wool layer for the tertiary wastewater treatment. Here its removal was relatively stable regardless of the wastewater temperature, while the average nitrification efficiency was 85 ± 28 %. However, as in this layer denitrification did not take place due to aerobic conditions and small amount of organic matter, the deterioration of nitrification in the secondary wastewater treatment section resulted in lower values of N-total removal efficiency of all the unit. Therefore, the average N-total removal efficiency was as low as 46 ± 25 % (table S1).

It should be noted that during the trial, most of the samples were taken during cold weather period. Therefore, N-total removal efficiency given in table S2 does not reflect N-total removal process during the whole year. It is calculated that during the trial, the average annual N-total removal efficiency of the designed unit was 62 ± 23 %, while N-total concentration in the effluent was 35 ± 20 mg/l.

During the trial, the efficiency of phosphates removal in the iron filings layer did not exceed 50 % and decreased over time. Due to the steady deterioration of the phosphate removal, the iron filings were replaced by new ones on the 255th day of the experiment; however, the phosphate removal did not improve and, in the end of the experiment, did not reach 5 %. The present results are less satisfactory as compared to the lab-scale and field-scale results. Here the deterioration of the phosphate removal is probably related to the decreasing wastewater temperature. This fact can be also supported by the moderate positive linear correlation between wastewater temperature and PO₄-P removal efficiency ($r = 0.64$). In the iron filings layer the phosphate removal takes place when phosphates connect to trivalent ferric oxides while, according to Van't Hof's law, chemical reaction rate depends positively on the temperature (Janickis *et al.* 2003). During the lab-scale and field-scale experiments, the wastewater temperature was higher, therefore phosphate removal in the iron filings layer was more efficient. On the other hand, when testing the designed wastewater treatment unit, even at a high wastewater temperature the efficiency of phosphate removal in the iron filings layer did not exceed 50 %. As different results were obtained during different experiments, prior to the serial produc-

tion of the created technology, addition research is needed that would allow to identify all the factors that influence the process of phosphate removal and to determine the optimal design parameters of filters containing iron filings. Meanwhile, depending on the requirements for phosphate removal, other options could be used, e. g. other phosphate sorbing materials or chemical phosphate removal (though in the latter case wastewater treatment would no longer be environmentally friendly).

As far as operating costs of the unit are concerned, once per year it is necessary to remove septic sludge which constitutes approximately 60 EUR per year. Many individual wastewater treatment units sold in Lithuania operate on the basis of activated sludge technology, which requires constant air supply and regular removal of the excess sludge. Removal of excess sludge in this units should be implemented 2–4 times per year which constitutes approximately 120–230 EUR per year. According to the manufacturers, the costs of electricity in activated sludge units that is needed for forced aeration range from 3 to 7 EUR per month. In the designed wastewater treatment unit electricity is used only for wastewater lift and the air is naturally supplied to the biofilter. It was evaluated that 3.6 kWh per month are consumed in the designed unit. Therefore, the costs of electricity here are reduced to 0.5 EUR per month.

In summary, the designed wastewater treatment technology has several advantages:

- It is particularly suitable for summer houses as due to high water adsorption of stone wool the unit could be kept without wastewater feeding for a longer period of time and this would not have any negative impact on the biofilm and wastewater treatment process.
- It is environmentally friendly as an electricity here is used for wastewater lift only and production wastes are used for wastewater treatment process.
- It is customer friendly as it does not require complex maintenance, the maintenance may be implemented by a customer and operating costs consist only of the expenses for annual septic sludge removal (~60 EUR/year) and wastewater lift (~0.5 EUR/month).

General conclusions and recommendations

General conclusions

1. Removal of suspended solids and organic matter in a circular three chamber septic tank is most efficient (SS – 71 %, BOD₇ – 50 %) when hydraulic retention time is three days.
2. In the trickling filters with stone wool substrate *Growcube* packing for the secondary wastewater treatment suspended solids and organic matter removal efficiency was high (SS – >88 %, BOD₇ – >80 %) independently of the wastewater temperature and both hydraulic and volumetric loadings of the filters. NH₄-N removal efficiency depended on these parameters and, under optimal conditions, amounted to 100 %.

3. In the trickling filters with the stone wool substrate *Growcube* packing for the tertiary wastewater treatment SS removal efficiency amounted to 50–69 %, BOD₇ – 61–84 %, independently of the wastewater temperature and both hydraulic and volumetric loadings of the filters. NH₄-N removal efficiency was higher than 90 %, when the volumetric ammonium loading did not exceed 24 g NH₄-N/m³ stone wool/d regardless of the wastewater temperature.
4. When using wood chippings for post-denitrification process, denitrification efficiency is higher up to 40 % when the wood chippings are submerged with wastewater as larger amounts of organic carbon are washed out in this case.
5. During the lab-scale experiment, the filter with iron filings removed 3 times more PO₄-P than the filter with *Filtralite P* sorbent, and the average efficiency of PO₄-P removal in the former was 69±16 %. On the other hand, under field-scale conditions, the efficiency of PO₄-P removal in the iron filings layer did not exceed 50 %.
6. During both lab-scale and field-scale experiments, PO₄-P removal in *Filtralite P* layer deteriorated and effluent pH decreased over time because calcium ions needed to bind PO₄-P were washed out of *Filtralite P* layer. During the field-scale experiment, the efficiency of PO₄-P removal was higher than 60 % when effluent pH was higher than 8.3.
7. According to the results of the experiments, a wastewater treatment technology for individual domestic wastewater treatment was created. Due to the re-use of waste and minimized electricity consumption, the designed technology is environmentally friendly. A wastewater treatment unit for a household of four residents (nominal flow – 0.6 m³/d) designed on the basis of the created technology removes organic matter, suspended solids and biogenic substances from wastewater (BOD₅ – 99.3±0.4 %, SS – 99.6±0.2 %, N-total – 62±23 %, P-total – 41±18 %). Due to natural aeration, monthly electricity consumption of this unit amounts 3.6 kWh.

Recommendations

1. Separate sections of the created wastewater treatment technology may be applied in other systems for individual domestic wastewater treatment:
 - 1.1 The circular three chamber septic tank is applicable for primary wastewater treatment during which organic and mineral solids are removed. In order to guarantee highly efficient pollutant removal in the septic tank it is recommended that wastewater remains in the septic for at least three days and the content of the septic tank is removed at least once per year.
 - 1.2 Trickling filter with a stone wool substrate *Growcube* packing is applicable for suspended solids, organic matter and ammonium removal in secondary and tertiary wastewater treatment steps.
 - 1.3 Submerged wood chippings are applicable for nitrate removal when little organic matter necessary to denitrifying bacteria is left in wastewater.

Priedai*

A priedas. Lauko bandymų metu filtruose įrengtų užpildų tūriai ir į filtrus tiekiamų nuotekų charakteristikos

B priedas. Azoto ir fosforo junginių šalinimas septike

C priedas. Teršalų šalinimas filtruose pagrindiniam nuotekų valymui

D priedas. Teršalų šalinimas filtruose tretiniam nuotekų valymui

E priedas. Bendraautorių sutikimai teikti publikacijų medžiagą disertacijoje

F priedas. Autoriaus mokslinių publikacijų disertacijos tema kopijos

* Priedai pateikiami pridėtoje kompaktinėje plokštelėje.

Ala KIRJANOVA

BUITINIŲ NUOTEKŲ INDIVIDUALAUS VALYMO
TECHNOLOGIJOS TYRIMAI IR SUKŪRIMAS

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai,
aplinkos inžinerija (04T)

Ala KIRJANOVA

RESEARCH AND DESIGN OF INDIVIDUAL DOMESTIC
WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGY

Doctoral Dissertation

Technological Sciences,
Environmental Engineering (04T)

2014 12 23. 15,25 sp. l. Tiražas 20 egz.
Vilniaus Gedimino technikos universiteto
leidykla „Technika“,
Saulėtekio al. 11, 10223 Vilnius,
<http://leidykla.vgtu.lt>
Spausdino UAB „Baltijos kopija“
Kareivių g. 13B, 09109 Vilnius